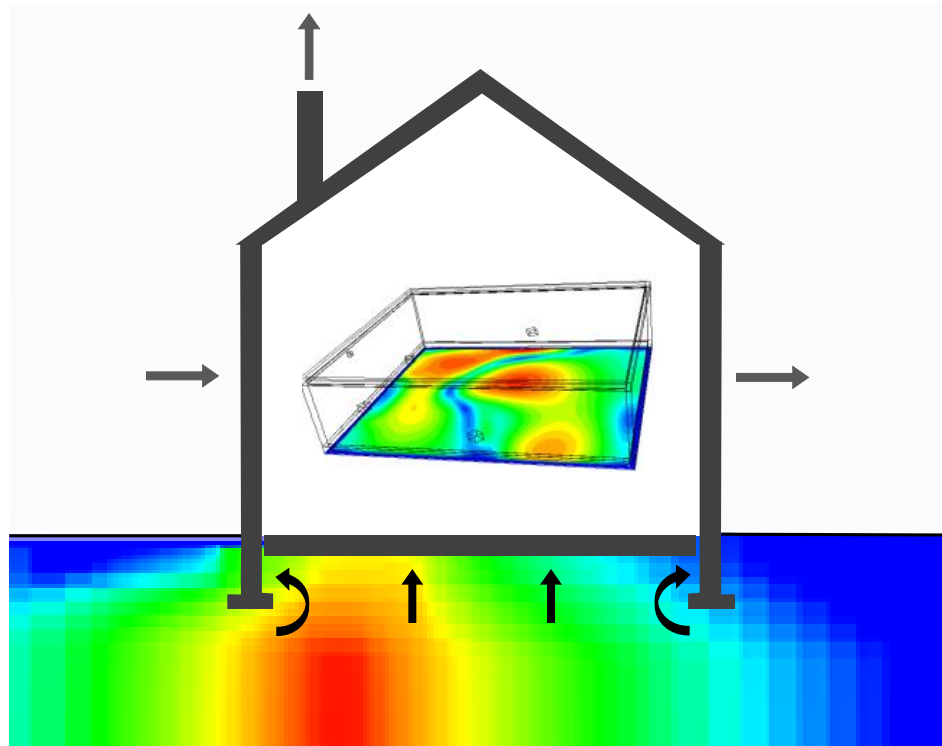


Projet FLUXOBAT



**Evaluation des transferts de COV du
sol vers l'air intérieur et extérieur**

Guide méthodologique

Auteurs du guide

TRAVERSE Sylvie (BURGEAP, Département Recherche et Développement, coordinatrice du projet), SCHÄFER Gerhard (LHYGES), CHASTANET Juliette et CÔME Jean Marie (BURGEAP, Département Recherche et Développement), HULOT Corinne, GAY Guillaume et PERRONNET Karen (INERIS, Direction des risques chroniques), COLLIGNAN Bernard (CSTB, Direction Santé Confort), COTEL Solenn (LHYGES), MARCOUX Manuel (IMFT), CORREA Julien (Grand Lyon, Direction du foncier et de l'immobilier), QUINTARD Michel (IMFT), PEPIN Laurence (TERA Environnement).

Remerciements

Projet co-financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) et labellisé par les pôles de compétitivité ADVANCITY, AXELERA, RISQUES.

Les partenaires du projet tiennent à remercier l'ADEME et le propriétaire du site atelier pour sa mise à disposition ainsi que les entreprises EXPLORAIR et BIOGENIE pour le prêt de matériel utilisé sur le site pilote SCERES ou le site atelier.

Sont également remerciées toutes les personnes ayant participé aux travaux de recherche (dont Powaga Emilie et Pimienta Pierre (CSTB), Razakarisoa Olivier (LHYGES) et Gleize Thomas (BURGEAP)) ou ayant contribué par leurs avis au présent ouvrage.

Documents relatifs au projet FLUXOBAT disponibles sur www.fluxobat.fr A consulter en particulier

Marzougui Jaafar S. (2013). Transfert de composés organo-chlorés depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air : expérimentations et modélisations associées. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, janvier 2013.

Musielak M. (2012). Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse, novembre 2012.

Propriété intellectuelle

Les contributeurs mentionnés en 2ème de couverture du présent ouvrage en sont les auteurs, au sens du code de la propriété intellectuelle. Vous êtes libre d'utiliser cet ouvrage y compris dans le cadre d'un usage commercial mais sous réserve de conserver ou de faire référence à toutes les mentions de droit d'auteur et autres mentions de propriété y figurant.

A citer en bibliographie

Traverse S., Schäfer G., Chastanet J., Hulot C., Perronnet K., Collignan B., Cotel S., Marcoux M., Côme J.M., Correa J., Gay G., Quintard M., Pepin L. (2013). Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Guide méthodologique. Novembre 2013. 257 pp

(accessible sur www.fluxobat.fr)



AVANT PROPOS

En France, la gestion des sites et sols pollués repose sur le principe de gestion suivant l'usage, et se décline par les documents méthodologiques de février 2007 (modifiés en 2011) et les prestations encadrées par la norme NF X 31-620 (2011). En présence de composés organiques volatils (COV) dans les sols (hydrocarbures pétroliers, organo-halogénés aliphatiques et aromatiques, organo-solubles, etc.), leur transfert vers l'air et les concentrations induites dans l'air (et plus particulièrement l'air intérieur) constituent une part significative de l'impact du passif environnemental du site.

A côté de ce cadre de gestion, la dynamique des Lois Grenelle incite les collectivités à limiter l'étalement urbain et à renouveler la ville sur la ville, générant ainsi une accélération du rythme de reconversion de sites¹. Dans ce contexte, la reconquête des friches urbaines constitue un enjeu important. Inscrit dans le deuxième Plan National Santé Environnement (PNSE2, 2009-2013), le renforcement de la gestion des sites et sols pollués passe par une évaluation des impacts des pollutions des sols sur les usages, qu'ils soient existants ou futurs.

Enfin, la qualité de l'air que nous respirons constitue une préoccupation grandissante comme en témoignent la création de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) en 2001 et la réglementation émergente en France pour l'air intérieur.

Ainsi, l'évaluation de l'état de pollution du milieu souterrain, des mécanismes de transfert et des impacts dans l'air au travers de diagnostics et de modélisations sont les premières réponses techniques à apporter à ces différentes demandes réglementaires.



Le présent guide méthodologique, relatif à ***l'évaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur***, rédigé dans le cadre du projet de recherche FLUXOBAT, s'adresse à la maîtrise d'ouvrage de projets d'aménagement urbain, aux gestionnaires de parcs immobiliers, à l'administration ainsi qu'aux prestataires réalisant les études. Il a pour objet de fournir des outils et des méthodes pour diagnostiquer les sites, mesurer et modéliser les impacts associés.

Les recommandations formulées reposent sur la réglementation, les méthodes et normes existantes, ainsi que sur les enseignements des travaux menés. Elles concernent le dimensionnement, la mise en œuvre et l'interprétation des diagnostics et modélisations dédiés à l'évaluation des transferts et des impacts.

Coordonné par BURGEAP et cofinancé par l'ANR, le projet FLUXOBAT associe des laboratoires de recherche (IMFT, LHYGES), des EPIC (CSTB, INERIS), des entreprises (TERA environnement, BURGEAP) et une collectivité territoriale (Communauté urbaine du Grand Lyon). Le projet d'une durée de 4 ans s'achève par la parution de ce guide.

Les documents relatifs au projet FLUXOBAT sont disponibles sur le site internet du projet : www.fluxobat.fr

Les partenaires de FLUXOBAT vous en souhaitent une bonne lecture et une utilisation fructueuse !

¹ De 2005 à 2010, les surfaces de friches urbaines reconverties en France ont représenté plus d'un millier et demi d'hectares (ACUF, 2010)

RESUME

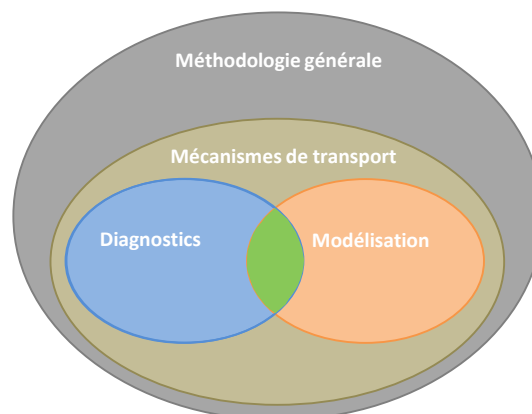
La question des transferts de polluants organiques volatiles des sols vers l'air se pose à toute maîtrise d'ouvrage de projets d'aménagement urbain, en particulier lors de la rénovation ou de la construction de bâtiments. Les gestionnaires de parcs immobiliers (collectivités, syndicats, etc.) peuvent également s'y trouver confrontés lors de diagnostics de la qualité de l'air intérieur. Parallèlement, les administrations (ARS, DREAL), dans leur rôle de garant de la gestion des pollutions industrielles et de la santé des populations, sont concernées à travers l'analyse des situations et les demandes d'actions qu'elles prescrivent. Enfin, les recommandations formulées ici visent, les prestataires qui réalisent les études (bureaux d'étude, etc.).

Structurant ce guide, les questions que se pose la maîtrise d'ouvrage sont les suivantes :

- Que faire pour s'assurer de l'absence de pollution potentielle par des substances volatiles sur un site (que je gère ou que je souhaite réaménager, acheter ou vendre) ?
- Que faire pour s'assurer que l'état du site pollué par des pollutions volatiles reste compatible avec son usage actuel ?
- Que faire pour réaménager un site pollué avec conservation des bâtiments existants ou construction de bâtiments nouveaux ?
- Que faire pour s'assurer que l'évolution des pollutions résiduelles du site ne rende pas son état incompatible avec son usage ?

En référence aux prestations de la norme NF X 31-620, le guide FLUXOBAT fournit les éléments permettant de répondre à ces questions.

Synthétisant les recommandations formulées dans le guide, des schémas permettent au lecteur d'identifier les outils de diagnostic et de modélisation à mettre en œuvre. Présentés dans le chapitre de méthodologie générale, ils reposent sur une approche progressive et proportionnée.



Le guide est structuré par chapitre comme illustré ci-dessus. Dans un premier temps, un chapitre est dédié à la **méthodologie générale**, qui décrit le périmètre et l'organisation du guide, le cadre réglementaire et normatif tant dans le domaine des sites et sols pollués que dans celui de la qualité de l'air.

Dans le *chapitre 1*, les outils de diagnostic et de modélisation sont présentés au regard des objectifs attendus en lien avec les questions de la maîtrise d'ouvrage, des constats actuels de mise en œuvre et des verrous tant techniques que méthodologiques.

Dans un deuxième temps, sont présentés les **mécanismes de transport** des composés organiques volatils dans les quatre compartiments étudiés (sols, soubassements et dalle, air intérieur, air extérieur). Sont précisées, entre autres, l'influence des variations de pression sur les écoulements d'air ainsi que l'influence de la température sur la volatilité des polluants. Le *chapitre 2* se conclut par le recensement des paramètres nécessaires à la compréhension des transferts et des recommandations quant à leur mesure sur site ou au laboratoire.

Les diagnostics sont déclinés en 4 chapitres : mesures des paramètres physiques (*chapitre 3*), mesures de concentration dans les gaz des sols (*chapitre 4*) et l'air intérieur (*chapitre 6*) et mesures de flux à l'interface entre le sol ou la dalle et l'air (*chapitre 5*).

Après un état des lieux des normes et guides existants, des recommandations portant sur le dimensionnement des diagnostics, leur mise en œuvre et l'interprétation des données sont formulées et illustrées par des travaux réalisés dans le cadre du projet FLUXOBAT. En particulier, les mesures et modélisations conduites ont mis en évidence de fortes variations temporelles et spatiales des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur qu'il convient de prendre en compte dans le dimensionnement des diagnostics. Dans tous les cas, la localisation des points de mesures, la méthode et la durée de prélèvement doivent être choisies au regard de l'objectif recherché.

Concernant la modélisation, une typologie de modèles de transport est proposée en lien avec le degré d'approfondissement et la complexité des situations à traiter. Répondant à différents objectifs d'étude, le choix d'une typologie de modèle est recommandé, avec une description de ces modèles et de leurs avantages / inconvénients (*chapitre 7*). Sont ainsi mis en avant l'utilisation (i) de facteurs empiriques d'atténuation pour la discrimination de situations nécessitant ou non un approfondissement, puis (ii) l'utilisation de modèles analytiques 1D simplifiés (Johnson et Ettinger, 1991, Waitz et al. 1996, Bakker et al. 2008), et enfin (iii), dans des situations complexes, le couplage de modèles dont des modèles numériques dans le(s) compartiment(s) où les hétérogénéités ne permettent pas les simplifications imposées par les modèles analytiques. Ainsi, comme pour les diagnostics, une approche progressive et proportionnée de la modélisation est recommandée.

Les données nécessaires à la mise en œuvre des modèles (concentrations et flux, éléments de géométrie, paramètres) sont présentées au *chapitre 8* qui précise par ailleurs leur origine recommandée et possible. Pour les éléments de géométrie, un questionnaire est proposé (*annexe 3*) tandis que pour les paramètres, des données de la littérature sont recensées.

Enfin, les différentes étapes de modélisation (*chapitre 9*) mettent en exergue l'importance de la compréhension des transferts et de la connaissance de la géométrie des aménagements dans le choix d'un modèle. Vis-à-vis des modèles analytiques 1D largement mis en œuvre à l'heure actuelle, les travaux de confrontation avec les mesures et la modélisation numérique 3D sur le bassin expérimental SCERES (*annexe 7*) et sur le site atelier FLUXOBAT (*annexe 9*), montrent d'une part la faisabilité d'une représentation de la dalle par un milieu poreux équivalent (modèles de Waitz et al. 1996 et Bakker et al. 2008). D'autre part, ils illustrent l'influence significative du choix du type de fondation et des caractéristiques géométriques et physiques du système sur les concentrations modélisées. Les travaux conduits ont ainsi permis d'illustrer les limites des modèles analytiques.

Mentionnons que les variations spatiales et temporelles des flux et concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur mesurées sur le site atelier FLUXOBAT ainsi que les hypothèses de modélisation retenues sont dépendants des caractéristiques de la pollution, des sols et du bâtiment. Ils ne peuvent de ce fait être transposés tels quels à une autre situation.



Sommaire

1. METHODOLOGIE GENERALE	16
1.1. PERIMETRE DU GUIDE.....	16
1.1.1. Etat des lieux et champs concernés par le guide	16
1.1.2. A qui s'adresse le guide	20
1.1.3. Organisation et lecture du guide.....	20
1.2. CADRE REGLEMENTAIRE ET NORMATIF	21
1.2.1. Les sites et sols pollués.....	22
1.2.2. L'air intérieur et l'air extérieur	25
1.2.3. Documents et guides existants sur l'évaluation des transferts de COV vers l'air intérieur ..	26
1.3. LES OUTILS ET LEURS OBJECTIFS.....	27
1.3.1. Les diagnostics.....	27
1.3.2. Les modélisations	30
1.4. CONSTAT DE MISE EN ŒUVRE ET VERROUS	32
1.4.1. Les diagnostics.....	33
1.4.2. Les modélisations	35
1.5. OUTILS EN FONCTION DE L'OBJECTIF	38
1.6. BIBLIOGRAPHIE	45
2. MECANISMES DE TRANSPORT	49
2.1. TRANSPORT DE VAPEURS EN ZONE NON SATUREE	50
2.1.1. Transport diffusif dans les gaz du sol	51
2.1.2. Transport dispersif dans les gaz du sol	52
2.1.3. Transport induit par l'évaporation d'eau	52
2.1.4. Echanges entre phases et réactions biochimiques.....	53
2.2. TRANSPORT DE VAPEURS VERS L'AIR INTERIEUR	55
2.2.1. Transport de vapeurs en fonction du soubassement.....	55
2.2.2. Transport de vapeurs à travers la dalle	56
2.3. TRANSPORT DE VAPEURS DANS L'AIR INTERIEUR DU BATIMENT	59
2.4. TRANSPORT VERS ET DANS L'AIR EXTERIEUR	60
2.4.1. Flux à l'interface sol -atmosphère	60
2.4.2. Transport dans l'air extérieur	61
2.5. INFLUENCE DE CERTAINS PARAMETRES EXTERNES SUR LES MECANISMES DE TRANSPORT	62
2.5.1. Température.....	62
2.5.2. Niveau statique de la nappe.....	64
2.5.3. Pression atmosphérique.....	64
2.5.4. Turbulence atmosphérique et vent	65
2.5.5. Pluviométrie	66
2.6. LES PARAMETRES.....	66
2.7. BIBLIOGRAPHIE	68



3. MESURES DES PARAMETRES PHYSIQUES 72

3.1. PARAMETRES DU SOL	72
3.1.1. Porosité	72
3.1.2. Teneur en eau.....	72
3.1.3. Teneur en air	73
3.1.4. Carbone organique / matières organiques.....	73
3.1.5. Perméabilités à l'air et à l'eau	74
3.2. PARAMETRES DE LA DALLE	78
3.2.1. Porosité	78
3.2.2. Teneur en eau.....	80
3.2.3. Coefficient de diffusion	85
3.2.4. Dispositif permettant la mesure de l'ensemble des paramètres	87
3.2.5. Fissuration	90
3.3. PARAMETRES DU BATIMENT	91
3.3.1. Perméabilité à l'air de l'enveloppe d'un bâtiment	91
3.3.2. Caractérisation du système de ventilation et de ces composants	92
3.3.3. Renouvellement d'air du bâtiment	93
3.3.4. Différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment.....	93
3.3.5. Différence de température d'air entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment	94
3.3.6. Caractéristiques géométriques du bâtiment.....	94
3.4. PARAMETRES PHYSIQUES DE L'ENVIRONNEMENT EXTERIEUR.....	95
3.4.1. Pression atmosphérique.....	95
3.4.2. Vent	95
3.4.3. Pluviométrie et taux d'humidité.....	96
3.4.4. Température.....	96
3.5. BIBLIOGRAPHIE	97

4. MESURE DES CONCENTRATIONS DANS LES GAZ DE SOL..... 101

4.1. LES DIFFERENTS OBJECTIFS DE MESURES DE CONCENTRATION DANS LES GAZ DU SOL. 101	101
4.2. LE CADRE REGLEMENTAIRE, NORMATIF ET LES METHODES EXISTANTES	103
4.3. PARAMETRES D'INFLUENCE	104
4.3.1. Influence des conditions météorologiques	105
4.3.2. Influence du recouvrement et/ou de la proximité de la nappe	110
4.3.3. Influence saisonnière associée au chauffage	112
4.3.4. Influence du volume de purge.....	113
4.3.5. Influence du pompage.....	116
4.3.6. Influence du volume de prélèvement	118
4.4. LES DISPOSITIFS PERMETTANT LA MESURE.....	119
4.4.1. Mesures semi-quantitatives sur carottes de sol ou en espace de tête	119
4.4.2. Ouvrages temporaires	121
4.4.3. Ouvrages permanents	122
4.4.4. Ouvrages sous dalle	125
4.4.5. Intérêts, limites et points d'attention	125
4.5. PROTOCOLE ET RECOMMANDATIONS POUR LA MISE EN ŒUVRE.....	127
4.5.1. Positionnement dans le plan X-Y et densité des points	127
4.5.2. Profondeur et hauteur de la crépine	128
4.5.3. Synthèse sur le positionnement des mesures	129
4.5.4. Mise en œuvre des ouvrages.....	130
4.5.5. Etanchéité des ouvrages.....	131
4.5.6. Rééquilibrage des concentrations après foration	132
4.5.7. Purge des ouvrages préalablement aux prélèvements	132
4.5.8. Période et fréquence des mesures.....	133

4.5.9.	Prélèvement	135
4.5.10.	Éléments nécessaires à l'interprétation	136
4.6.	VALORISATION DES MESURES.....	137
4.6.1.	Réponses apportées par les mesures de concentrations dans les gaz du sol	137
4.6.2.	Interactions avec les mesures dans les autres compartiments	138
4.6.3.	Appui à la modélisation	138
4.7.	BIBLIOGRAPHIE	139
5. MESURE DES FLUX A L'INTERFACE SOL-ATMOSPHERE OU DALLE-ATMOSPHERE . 142		
5.1.	LES DIFFERENTS OBJECTIFS DE MESURE DES FLUX GAZEUX.....	142
5.2.	LES METHODES EXISTANTES ET LE CADRE NORMATIF	144
5.2.1.	Les méthodes existantes	144
5.2.2.	le cadre normatif et les guides existants	146
5.2.3.	Que permettent de mesurer les chambres à flux ?	146
5.3.	LES PARAMETRES D'INFLUENCE	149
5.3.1.	Les paramètres d'influence sur les sols nus	149
5.3.2.	Les paramètres d'influence sur les dalles en intérieur	150
5.4.	LA MISE EN ŒUVRE ET LE PRELEVEMENT	151
5.4.1.	Design de la chambre à flux.....	151
5.4.2.	Méthode de mesure du flux	152
5.4.3.	Densité des points de mesure	156
5.4.4.	Périodes de mesures	157
5.4.5.	Conditions météorologiques nécessaires à l'interprétation	159
5.5.	DISCUSSION ET VALORISATION DES MESURES	160
5.5.1.	Réponses apportées par les mesures de flux	160
5.5.2.	Appui à la modélisation des transferts	162
5.5.3.	Intérêts, limites et points d'attention	162
5.6.	BIBLIOGRAPHIE	164
6. MESURE DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR 167		
6.1.	LES DIFFERENTS OBJECTIFS DES MESURES	167
6.2.	LE CADRE REGLEMENTAIRE, NORMATIF ET LES METHODES EXISTANTES	170
6.2.1.	cadre réglementaire	170
6.2.2.	cadre normatif	171
6.2.3.	Guides en France, aux Etats-Unis et au Canada	172
6.3.	RECOMMANDATIONS GENERALES POUR LES MESURES DANS L'AIR EXTERIEUR	173
6.3.1.	Evaluer la contribution de l'air extérieur sur la qualité de l'air intérieur	174
6.3.2.	Evaluer les expositions des populations	174
6.4.	LES PARAMETRES D'INFLUENCE POUR L'AIR INTERIEUR	175
6.4.1.	Variabilité temporelle.....	175
6.4.2.	Variabilité spatiale	180
6.4.3.	Bruit de fond dans l'air intérieur	183
6.5.	PROTOCOLES POUR LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES DANS L'AIR INTERIEUR	185
6.5.1.	Etude préalable	185
6.5.2.	Période et fréquence de mesure	186
6.5.3.	Durée de prélèvement	187
6.5.4.	Densité des points de mesure et positionnement	188
6.5.5.	Interprétation	189
6.5.6.	Synthèse	191



6.6. VALORISATION DES MESURES.....	192
6.6.1. Réponses apportées par les mesures de concentrations dans l'air intérieur	192
6.6.2. Recours à d'autres mesures	194
6.6.3. Recours à la modélisation.....	194
6.7. BIBLIOGRAPHIE.....	195
7. MODELES ET FONCTIONNALITES	199
7.1. TYPOLOGIE DES MODELES	199
7.2. QUELS MODELES POUR QUELS OBJECTIFS ?.....	201
7.3. DESCRIPTIF DES MODELES	203
7.3.1. Modèle 1.....	203
7.3.2. Modèle 2	206
7.3.3. Modèles 3 et 4	213
7.3.4. Modèle 5	217
7.3.5. Modèles 6 et 7.....	219
7.3.6. Synthèse des intérêts et limites des approches de modélisation	220
7.4. LES FONCTIONNALITES ET OUTILS DE CALCULS	222
7.5. BIBLIOGRAPHIE.....	224
8. DONNEES NECESSAIRES AUX MODELISATIONS	228
8.1. LES MESURES DE CONCENTRATIONS ET DE FLUX	228
8.1.1. Contraintes temporelles.....	228
8.1.2. Répartition spatiale des concentrations.....	229
8.1.3. Concentration dans les gaz du sol versus concentration dans les sols.....	230
8.2. LES ELEMENTS DE GEOMETRIE.....	230
8.3. QUELS PARAMETRES POUR QUELS MODELES ?.....	231
8.4. ORIGINE DES PARAMETRES.....	234
8.4.1. Sources de données.....	234
8.4.2. Données de la littérature pour la zone non saturée	237
8.4.3. Données de la littérature pour le soubassement et de la dalle	239
8.4.4. Données de la littérature pour le bâtiment.....	243
8.5. BIBLIOGRAPHIE.....	248
9. ETAPES DE LA MODELISATION.....	251
9.1. ETAPE PRELIMINAIRE	251
9.2. ETAPES DE MODELISATION	252
9.3. SPECIFICITE DES COUPLAGES FAIBLES	254
9.4. SYNTHESE DES ENSEIGNEMENTS DES TRAVAUX CONDUITS	255

Liste des tableaux

Tableau 1 – Prestations concernées par FLUXOBAT.....	24
Tableau 2 – De la prestation aux besoins pour les mesures de concentration et de flux	28
Tableau 3 – Typologie des modèles.....	31
Tableau 4 – Classe de turbulence de PASQUILL	65
Tableau 5 – Paramètres du transfert et leur recommandation de mesure sur site ou en laboratoire	67
Tableau 6 –Correspondance entre perméabilité intrinsèque, coefficient de perméabilité à saturation à l'eau et à l'air	74
Tableau 7 – Différentes techniques de détection et de mesure des fissures dans le béton (issues de [Theiller, 2001], [Torrenti, 1999] et NF A 09-350)	90
Tableau 8 –Dépressions du bâtiment en fonction du débit extrait et de l'étanchéité (source CSTB).....	94
Tableau 9 – Paramètres influençant la migration des pollutions dans les gaz du sol	104
Tableau 10 – Humidité relative (%) des gaz du sol sous bâti et sous dalle.....	109
Tableau 11 – Humidité relative des gaz du sol du piézair double-crepine Pza20 et précipitations sous bâti (site atelier FLUXOBAT)	110
Tableau 12: Comparaison des concentrations dans les gaz du sol sous bati lors des périodes hivernale et estivale (site atelier FLUXOBAT)	113
Tableau 13: Avantages et inconvénients des dispositifs pour le prélèvement des gaz du sol	126
Tableau 14 – Positionnement des mesures dans les gaz du sol en fonction des objectifs.....	129
Tableau 15 – Bonnes pratiques pour la réalisation d'un piézair	130
Tableau 16 –Périodes et Fréquence recommandées pour la mesure de concentration dans les gaz de sols	133
Tableau 17 – Différentes méthodes d'estimation des flux gazeux.....	145
Tableau 18 – Nombre de points de mesures de flux en fonction de la taille de la zone (Kienbusch, 1985)	156
Tableau 19 – Périodes optimales de mesures de flux en intérieur ou extérieur.....	159
Tableau 20 – Situations pouvant conduire à des mesures de flux	161
Tableau 21 – Intérêt, limites et points d'attention des mesures directes de flux	163
Tableau 22 – Impact des paramètres d'influence sur les concentrations dans l'air extérieur	174
Tableau 23 – Impact des paramètres d'influence sur les concentrations dans l'air intérieur (à partir de OHIO EPA DEER, 2010 et MADEP, 2011)	179
Tableau 24 – Concentrations en TCE et PCE dans l'air intérieur et l'air des 567 logements diagnostiqués en France (OQAI, 2006)	184
Tableau 25 –Dimensionnement des mesures de concentrations dans l'air intérieur en fonction des objectifs	191
Tableau 26 – Typologie des modèles et description	200
Tableau 27 – Caractéristiques de la base de données des facteurs d'atténuation de l'EPA (EPA, 2012) ..	204
Tableau 28 –Facteurs d'atténuation mesurées pour les COHV des bâtiments résidentiels (EPA, 2012) ...	204
Tableau 29 –Facteurs d'atténuation retenus par différents guides aux Etats Unis et au Canada (MADEP, 2011 ; DTSC, 2011 ; OSWER, 2013 ; Sante Canada, 2010)	205
Tableau 30 –Facteurs d'atténuation entre les gaz des sols et l'air intérieur obtenus sur le site atelier FLUXOBAT.....	205
Tableau 31 –Spécificités des modèles disponibles (Provoost, 2009)	207
Tableau 32 – Avantages et inconvénients des différentes approches de modélisation	221
Tableau 33 – Fonctionnalités des différents types de modèles avec les outils	223
Tableau 34 – Quels paramètres pour quels modèles	234
Tableau 35 – Source des paramètres régissant les équilibres, l'écoulement et le transport dans les différents compartiments.....	237
Tableau 36 –Paramètres de transfert du sol d'après leur classification texturale (US-EPA, 2004)	238



Tableau 37 – Différentes relations empiriques de la tortuosité (τ) porosité (ϕ) : saturation en air, (Cotel, 2008).....	239
Tableau 38 –Géométrie de fissure réparties et perméabilité équivalente de dalle (à partir de Bakker et al., 2008 hors fissure périphérique)	240
Tableau 39 –Perméabilité de bétons mesurées dans le cadre du projet	241
Tableau 40 –Paramètres géométriques de la fissure périphérique	243
Tableau 41 –Perméabilité à l’air des enveloppes extérieures des bâtiments (RT 2012).....	244
Tableau 42 –Renouvellement d’air minimal des ERP et locaux tertiaires (Règlement sanitaire départemental type, 1978).....	245
Tableau 43 –Différences de pression mesurées entre l’air des bâtiments et l’air des sols (Bakker et al., 2008).....	246

Liste des figures

Figure 1 : Les polluants majoritairement présents dans les sols des sites recensés dans BASOL (janvier 2012).....	18
Figure 2 : Les sites et sols pollués en France en cours de remédiation en janvier 2012 (source : MEDDE, DGRP, 2012. Traitement SOeS, 2012).....	18
Figure 3 : Les quatre compartiments traités dans le guide	20
Figure 4 : Articulation du guide	21
Figure 5 : Les éléments de diagnostics	28
Figure 6 : Quels besoins pour les mesures de concentration et de flux	29
Figure 7 : Les verrous techniques concernant les mesures de concentrations	35
Figure 8 : Organisation progressive et proportionnée des mesures et des modélisations	41
Figure 9 : Différentes typologies de soubassement (source CSTB, 2008)	55
Figure 10 : Schéma de principe des régimes d'écoulement de gaz, en fonction du nombre de Knudsen, établi par Schaaf et Chambre (1961) (d'après Aubert et Colin, 2001)	57
Figure 11 : Schéma de la couche limite de concentration.....	60
Figure 12 : Températures des sols mesurées sur le bassin expérimental SCERES.....	63
Figure 13 : Influence de la température sur les propriétés du trichloroéthylène, perchloroéthylène et benzène (source BURGEAP).....	63
Figure 14 – Influence de la température sur la perméabilité relative à l'eau ou à l'air (source BURGEAP).....	64
Figure 15 – Courbes de perméabilité relative à l'air et à l'eau en fonction de la saturation	74
Figure 16 : Essais de puits pour la détermination de la perméabilité au gaz in situ (site atelier FLUXOBAT)	77
Figure 17 : Interprétation graphique d'un essai de pompage pour la détermination de la perméabilité au gaz in situ (site atelier FLUXOBATt)	78
Figure 18 : Mesure de la porosité par intrusion de mercure, Répartition du rayon moyen des pores dans la pâte de ciment du béton utilisé dans le projet FLUXOBAT	79
Figure 19 : Schéma du dispositif expérimental utilisé pour la mesure de la porosité à l'eau des bétons.....	80
Figure 20 : Dispositif expérimental de mesure de perméabilité au gaz des bétons: perméamètre à charge constante.....	82
Figure 21 : Exemple de mesures de perméabilité apparente réalisées avec le Cembureau et détermination de la perméabilité intrinsèque, pour 2 échantillons de bétons étudiés dans le cadre du projet FLUXOBAT	83
Figure 22 : Quelques dispositifs de mesures in situ de la perméabilité de dalle.....	83
Figure 23 : Mesures in situ de perméabilité de dalle –retours à l'équilibre lors des mesurés avec la cellule unichambre (site pilote SCERES).....	84
Figure 24 : Mesures de perméabilité de dalle –In situ versus Laboratoire (site atelier FLUXOBAT)	85
Figure 25 : Dispositif de mesure des caractéristiques de transfert (diffusion effectif et sorption) avec une galette de béton (brevet TTT 13-183)	87
Figure 26 : Exemple de résultat de caractérisation complète avec des vapeurs de TCE sur du ciment issus du projet FLUXOBAT	89
Figure 27 : Illustration de fausse porte installée pour la mesure de la perméabilité de l'enveloppe du bâtiment	91
Figure 28 : Mesure des débits des extractions d'air du bâtiment	92
Figure 29 : Mesures de renouvellement d'air par gaz traceur (site atelier FLUXOBAT)	93
Figure 30 –Mesures de concentration dans les gaz du sol : quels objectifs ?	102
Figure 31 : Influence de la pression barométrique et du vent sur les dépressions entre l'air intérieur, l'air extérieur et les gaz de sol sous bâti (site atelier FLUXOBAT)	106
Figure 32 : Influence de la température atmosphérique sur les gaz du sol en fonction de la profondeur (site atelier FLUXOBAT)	107



Figure 33 – Influence de la saturation en eau – Concentrations dans l’air des sol modélisées (site atelier FLUXOBAT).....	109
Figure 34 – Influence des conditions météorologiques sur les concentrations mesurées dans les gaz de sols (site atelier FLUXOBAT)	110
Figure 35 : Influence du recouvrement en surface sur les profils de concentration (site atelier FLUXOBAT)	111
Figure 36 : Influence du chauffage sur la pression différentielle sous bati (site atelier FLUXOBAT).....	112
Figure 37 – Influence de la purge sur la dépression absolue des gaz du sol (Site atelier FLUXOBAT).....	114
Figure 38 – Evolution de concentrations durant la purge de piézairs (site atelier FLUXOBAT).....	115
Figure 39 – Purge des piézairs et prélèvement actif des gaz du sol (site atelier FLUXOBAT).....	116
Figure 40 – Influence des débits de prélèvement et de la lithologie sur la pression différentielle des gaz du sol (site atelier FLUXOBAT)	117
Figure 41 – Influence des débits de prélèvement et de la lithologie sur la concentration mesurée dans les gaz du sol (site atelier FLUXOBAT).....	117
Figure 42 – Influence des volumes prélevés sur la concentration mesurée dans les gaz du sol (site atelier FLUXOBAT).....	118
Figure 43 : Profil des mesures PID obtenu sur une carotte de sol (site atelier FLUXOBAT)	120
Figure 44 : Exemple d’ouvrage temporaire (INERIS)	121
Figure 45 : Coupe schématique d’un ouvrage permanent (d’après Measurement of organic soil pollutants - Techniques of active sampling of soil gas, VDI 3865-2 (1998))	123
Figure 46 : Designs possibles pour les ouvrages permanents multiniveaux (source : d’après Citychlor, 2013)	124
Figure 47 : Exemple d’un ouvrage sous dalle pour le prélèvement des gaz du sol (Source: NYSDOH, 2006)	125
Figure 48 – Hétérogénéité des concentrations sous le bâtiment du site atelier FLUXOBAT.....	127
Figure 49 – Vérification de l’étanchéité du piézair par la mesure de l’évolution des teneurs en CO ₂ et O ₂ (site atelier FLUXOBAT)	131
Figure 50 –Mesures de flux : quels objectifs ?	143
Figure 51 – Différences de pression mesurées entre les chambres à flux et l’air atmosphérique lors de l’intercomparaison des chambres a flux (site SCERES, projet FLUXOBAT)	148
Figure 52 – Différences de pression mesurées dans les chambres à flux et l’air lors des mesures de flux spécifiques sur dalle (site atelier FLUXOBAT).....	148
Figure 53 – Influence de la saturation en eau du sol sur la concentration dans les gaz du sol et les flux vers l’atmosphère (site atelier FLUXOBAT)	149
Figure 54 – Influence de la nature géologique des terrains et de leur saturation en eau sur les émissions théoriques vers l’atmosphère (source BURGEAP).....	150
Figure 55 – Comparaison des flux vers l’atmosphère mesurés avec 5 géométries de chambre à flux sur le bassin expérimental SCERES (projet FLUXOBAT).....	151
Figure 56 – Comparaison des flux vers l’atmosphère mesurés avec 3 méthodes directes Utilisant des chambres à flux (bassin expérimental SCERES, projet FLUXOBAT)	153
Figure 57 – Evolution de la concentration dans une chambre à flux en fonction du temps pour une recirculation d’air propre (calcul théorique)	155
Figure 58 – Zones de mesures des flux de polluants vers l’air intérieur sur le site atelier Fluxobat	156
Figure 59 – Comparaison des flux vers l’air extérieur mesurés sur le site atelier FLUXOBAT	157
Figure 60 – Comparaison des flux vers l’air intérieur mesurés sur le site atelier FLUXOBAT	158
Figure 61 –Mesures de concentration dans l’air intérieur : quels objectifs ?	169
Figure 62 – Influence du vent sur les profils de concentration dans l’air extérieur proche surface (SCERES)	173
Figure 63 – Influence du vent et de la pression sur les concentrations dans l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT).....	176
Figure 64 – Influence de la pluie sur les concentrations mesurées dans l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT).....	177



Figure 65 – Influence du chauffage et de la dépression occasionnée sur les concentrations mesurées dans l’air intérieur (site atelier fluxobat)	177
Figure 66 – Influence du vent sur le renouvellement d’air et la dépression de l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT).....	178
Figure 67 – Influence du tirage thermique sur le renouvellement d’air et la dépression de l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT)	179
Figure 68 – Variations spatiales des concentrations en PCE dans l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT) .	180
Figure 69 – Données sur l’abattement de concentrations dans l’air intérieur entre différentes pièces et étages	182
Figure 70 – Influence de la durée de prélèvement sur les concentrations dans l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT).....	188
Figure 71 – Synthèse opérationnelle des mesures à conduire dans l’air intérieur dans le cadre d’une iem – lien avec d’autres mesures et avec la modélisation	193
Figure 72 – Quels modèles pour quels objectifs ?.....	202
Figure 73 – Concentrations modélisées dans l’air intérieur pour le trichloroéthylène et le benzène par différents modèles analytiques (Arcadis, NICOLE, 2004)	207
Figure 74 – Eléments de choix du modèle analytique intégral (soubassement et représentation de la dalle)	209
Figure 75 – Comparaison des concentrations dans l’air intérieur en PCE modélisées avec différents modèles analytiques (Site atelier FLUXOBAT)	210
Figure 76 – Comparaison des concentrations dans l’air intérieur en TCE mesurées et modélisées avec Bakker et al. 2008 (Site pilote SCERES).....	211
Figure 77 – Illustration de la modélisation nodale multizone (Mora, 2003)	215
Figure 78 – Influence du choix de la concentration à la limite de la modélisation sur les concentrations calculées dans l’air intérieur (site atelier FLUXOBAT)	229
Figure 79 – Triangle de texture (Soil Survey Staff, 1975)	238



Liste des annexes

ANNEXE 1

Glossaire et abréviations

ANNEXE 2

Liste des COV d'intérêt dans le cadre de l'évaluation des transferts vers l'air intérieur

ANNEXE 3

Questionnaire de visite de site et d'enquête pour les mesures de concentration dans l'air intérieur

ANNEXE 4

Valeurs de comparaison pour les mesures de concentration dans l'air

ANNEXE 5

Éléments concernant les aspects analytiques

ANNEXE 6

Principales équations d'écoulement et de transport des modèles analytiques

ANNEXE 7

Comparaison mesures – modèle analytique sur le bassin expérimental SCERES

ANNEXE 8

Mesures réalisées sur le site atelier

ANNEXE 9

Modélisations conduites sur le site atelier

N.B. : Les annexes du guide méthodologique sont présentées dans un document séparé référencé :

Traverse S., Schäfer G., Chastanet J., Hulot C., Perronnet K., Collignan B., Cotel S., Marcoux M., Côme J.M., Correa J, Quintard M, Gay G., Pepin L. (2013). Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Annexes du guide méthodologique. Novembre 2013. 167 pp



crédit photo BURGEAP

CHAPITRE 1

METHODOLOGIE GENERALE



1. METHODOLOGIE GENERALE

1.1. PERIMETRE DU GUIDE

1.1.1. Etat des lieux et champs concernés par le guide

Le présent guide méthodologique traite de l'évaluation des transferts de pollutions organiques volatiles depuis les sols (au sens de la zone non saturée) vers le compartiment atmosphérique (air intérieur et air extérieur). Il s'agit d'une problématique récente, la prise de conscience des incidences de telles pollutions est associée en France à des affaires médiatisées comme la construction d'une école au droit de l'ancien site KODAK à Vincennes (1999) et la préoccupation de santé publique sur l'air que nous respirons : la lutte contre la pollution de l'air intérieur (loi du 12 juillet 2010) a été ainsi introduite dans le Code de l'Environnement.

Sites concernés

Historique des sites à l'origine de la pollution

Le site pollué peut avoir été le siège d'activités de type industriel généralement régies par la législation sur les ICPE. La gestion de la pollution de ces sites est incluse dans les études nécessaires à la cessation des activités polluantes via la réalisation d'un état environnemental du site prolongé si besoin par un Plan de Gestion². En France, la politique nationale en matière de sites pollués est basée sur la gestion des risques suivant l'usage (cf §.1.2). Ainsi, un site pollué est réhabilité pour assurer un risque sanitaire acceptable pour un usage donné. Tout changement d'usage ultérieur (en particulier un usage plus sensible) peut donc nécessiter une nouvelle évaluation et éventuellement des mesures de gestion complémentaires.

Des pollutions volatiles peuvent également être présentes sur des terrains sans passif industriel suite à l'utilisation de remblais pollués. Ces remblaiements ont pu être réalisés pour assainir des terrains à proximité de la mer ou de voies maritimes ou simplement l'aplanir. Ces zones peuvent alors être de grande taille (plusieurs hectares comme par exemple le quartier Confluence à Lyon dont certains remblais datent du XIX^e siècle). Ils ont pu également être utilisés par des particuliers pour niveler leurs terrains, de telles zones généralement proches de cette source de remblais peuvent alors être de très petite extension (échelle d'une parcelle).

Pour ces terrains sans passif industriel, la gestion des pollutions potentielles est réalisée lorsqu'un projet d'aménagement voit le jour. L'aménageur intervient alors sans obligation réglementaire mais plutôt dans le cadre de sa responsabilité de maître d'ouvrage garant de son projet d'aménagement. Il fait ainsi réaliser un diagnostic de sols qui permet d'intégrer l'éventuelle pollution des sols dans son projet (révision si nécessaire du projet, évaluation des coûts et des techniques de dépollution). L'échelle des habitats particuliers est plus délicate dans la mesure où l'enjeu environnemental n'est pas forcément pris en compte par l'aménageur qui peut être le particulier lui-même, souvent par méconnaissance de l'historique de son site ou des risques associés.

La découverte d'une pollution peut se faire lors de la surveillance ou de la cessation d'activité du site soumis à la législation sur les ICPE, lors de l'aménagement du site ou encore à la suite de plaintes des populations. En dehors des sites régis par la législation sur les ICPE, La mise en évidence de pollution concerne en général des activités polluantes arrêtées avant les années 90³ et, le plus souvent, dans le cadre de diagnostics de sols réalisés par les maîtres d'ouvrage pour anticiper les difficultés techniques et les surcoûts liés à une éventuelle pollution des sols.

² Prestation présentée dans les documents du Ministère en charge de l'environnement et dans la norme codifiant les prestations dans le domaine des sites et sols pollués (voir §1.2.1)

³ Avant la publication des premiers modèles analytiques d'évaluation des transferts de pollutions volatiles des sols vers l'air intérieur (Johnson et Ettinger, 1991) et leur généralisation suite au guide du ministère en charge de l'environnement sur les Evaluations Détaillées des Risques (2000).



Les sites impactés

Il est primordial de comprendre qu'une pollution dans les sols que ce soit en zone saturée (la nappe) ou en zone non saturée (au-dessus de la nappe) peut générer un panache de pollution dans les gaz du sol qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres pour des sources dans la nappe ou plusieurs dizaines de mètres pour des sources dans la zone non saturée. Ce faisant les terrains situés au-delà des limites du site d'origine de la pollution peuvent devenir des sites sur lesquels la question du transfert des pollutions volatiles du sol vers l'air se pose.

La présence actuelle ou future de bâtiments

L'impact d'une pollution volatile dans les sols est généralement plus problématique dans le cas où des bâtiments sont envisagés ou présents, en effet la dispersion atmosphérique par le vent conduit à des impacts nettement plus faibles dans l'air extérieur. Ainsi, si l'usage du site ne comprend pas de bâtiment, il est possible que la pollution volatile des sols n'entraîne pas de risques sanitaires pour les usagers. La pollution peut dans ce cas être simplement surveillée si elle est maîtrisée. Le cas échéant, un éventuel traitement complémentaire pourra être nécessaire lors de l'aménagement par de futurs bâtiments.

Nombre de sites potentiellement concernés

Depuis les années 90, un inventaire à l'échelle nationale des sites pollués est réalisé : la base de donnée BASOL, accessible au public, elle est mise à jour régulièrement. En janvier 2012, BASOL recensait 4100 sites pollués et 5132 en août 2013. Une partie de ceux-ci est représentée en Figure 2. Ce recensement inclut les anciens sites industriels mais également les terrains sans passif industriel pour lesquels l'état a été informé de l'existence d'une pollution. Un autre inventaire national : la base de données BASIAS, recense les sites qui ont accueilli par le passé des activités industrielles ou artisanales et pour lesquels il existe donc un risque de pollution sans que cela n'ait été confirmé. En janvier 2012, BASIAS recensait 257 000 sites susceptibles de présenter des pollutions.

Les friches, qu'elles soient industrielles, maritimes, militaires, d'anciens équipements publics ou encore d'activités tertiaires en déclin, représentent des opportunités de renouvellement urbain pour les collectivités cherchant à limiter l'expansion urbaine. Les communautés urbaines de France estiment qu'au cours des 5 dernières années, les surfaces reconverties représentent plus d'un millier et demi d'hectares (ACUF, 2010).

Compte tenu de l'inscription d'un objectif de renforcement de la gestion des sites et sols pollués dans le 2^{ème} plan national Santé Environnement (PNSE 2, 2009-2013)⁴, le rythme de la reconversion de ces sites présentant ou pouvant présenter des pollutions volatiles dans les sols va continuer à croître. Cette croissance nécessite pour la maîtrise d'ouvrage et les bureaux d'études de disposer d'outils permettant de connaître et de gérer les pollutions en présence.

4- Fiche 10, actions 34 et 35

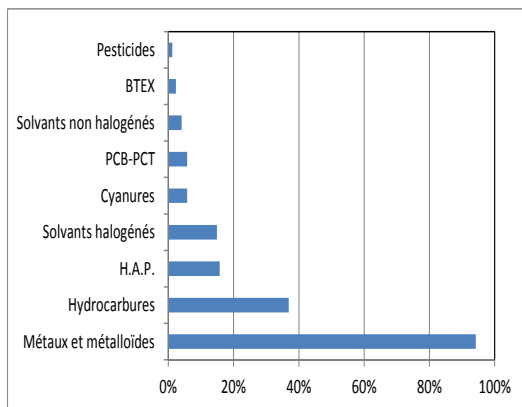


FIGURE 1 : LES POLLUANTS MAJORITAIREMENT PRESENTS DANS LES SOLS DES SITES RECENSES DANS BASOL (JANVIER 2012)

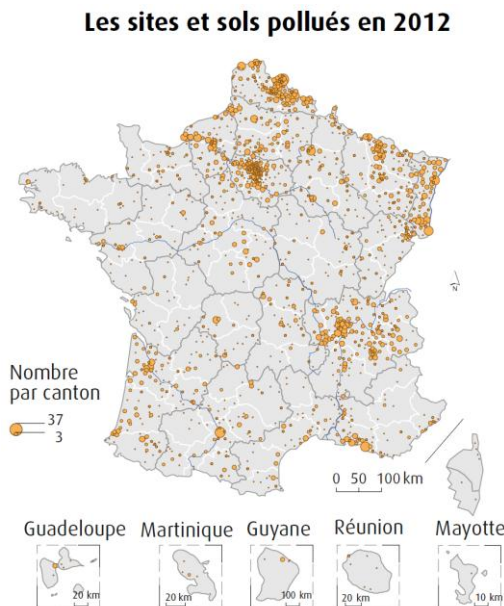


FIGURE 2 : LES SITES ET SOLS POLLUES EN FRANCE EN COURS DE REMEDIATION EN JANVIER 2012 (SOURCE : MEDDE, DGRP, 2012. TRAITEMENT SOES, 2012)

Pollutions concernées

La pollution des sols peut avoir pour origines d’anciennes activités qu’elles soient diffuses (épandages, etc.) ou ponctuelles (fuites, déversements, etc.). La reconnaissance et la gestion de ces deux types de pollution sont très différentes :

- dans le cas d’une source ponctuelle, du produit pur (phase organique) est généralement encore présent de manière localisée dans le sol et c’est lui qui génère l’essentiel de la pollution dans les gaz de sol (et dans la nappe). Dans ce contexte, la connaissance et la gestion de cette source de pollution doivent permettre – en grande partie- la gestion des transferts ;
- dans le cas d’une source diffuse, la pollution dans les gaz de sol est essentiellement générée par une pollution adsorbée sur la matrice du sol et/ou provenant de la volatilisation de la pollution présente dans les eaux souterraines. La connaissance et la gestion de la pollution sont alors beaucoup plus délicates.

Les polluants pouvant être rencontrés sur les sites pollués sont très nombreux. Parmi eux, le présent guide ne vise que les composés organiques volatils (COV) qui compte tenu de leur volatilité peuvent impacter significativement les gaz du sol et le compartiment atmosphérique.

Les COV constituent un ensemble complexe. Sont regroupés sous cette appellation plusieurs centaines de composés organiques ayant des sources d’émission, des propriétés bio-physico-chimiques et des effets sur la santé très différents. En France, la définition des COV est donnée par l’arrêté ministériel du 2 février 1998 : « Tous les composés contenant du carbone et de l’hydrogène, dans lesquels l’hydrogène peut être partiellement ou totalement remplacé par des halogènes, du soufre ou de l’azote, à l’exception des oxydes de carbones et des carbonates. Les COV ont une pression de vapeur supérieure ou égale à 0,01 kPa à 293.15°K (20°C). »

Les pollutions organiques volatiles sont généralement réparties en grandes familles :

- les hydrocarbures
 - ✓ aromatiques (noyau benzénique comme le benzène, chlorobenzène ou triméthylbenzène) ou non aromatiques (aliphatiques comme les alcanes),
 - ✓ parmi les aromatiques, sont distingués les composés monocycliques (benzène, toluène, etc.) et les composés polycycliques (comme certains HAP volatils dont le naphthalène) ;



- ✓ halogénés (substitution d'atomes d'hydrogène par des atomes de chlore, brome, fluor) ou non halogénés, comme le trichloroéthylène ou le tétrachloroéthylène (aliphatiques halogénés), le chlorobenzène (monoaromatique halogéné), ...
- le phénol et composés phénoliques halogénés ou non ;
- les organo-solubles (alcools, cétones, aldéhydes, ...)
- les mélanges (dont les coupes pétrolières). Il est à noter que dans ces mélanges, les différentes substances ne présentent pas toutes la même volatilité et parfois seule une fraction des substances en présence est volatile.

Compartiments concernés

Quatre compartiments sont distingués dans le guide tant sur les aspects métrologiques que de modélisations, présentés en Figure 3, il s'agit :

- **du sol dans sa partie non saturée.** Le sol dans son sens générique regroupe la matrice solide ainsi que l'eau et l'air contenue dans sa porosité. Concernant les mesures dans les sols, le guide ne traite pas de la matrice sol (pour plus d'information, voir par exemple le guide issu du projet MACAOH (Côme et al. 2006)) mais uniquement de la phase gazeuse contenue dans le sol.

Par ailleurs, seule la zone non saturée (ZNS) située au-dessus de la nappe est traitée dans le guide. Si les recommandations formulées sont en grande partie adaptées à une source de pollution dans la nappe, l'écoulement et le transfert de pollution au sein de la nappe ne sont pas traités (pour plus d'information, voir par exemple le guide issu du projet MACAOH (Côme et al. 2006)).

- **de la dalle ou du soubassement de la construction.** Mis à part les bâtiments réalisés sur terre battue, les dalles et soubassements présents à la base des murs constituent un milieu de transfert spécifique dans sa nature (généralement les dalles sont en béton) et dans les hétérogénéités liées à sa mise en œuvre, son séchage, son vieillissement (fissures) ou aux passages de réseaux divers.
- du compartiment atmosphérique au sens large c'est-à-dire l'air au-dessus du sol où sont distingués :
 - ✓ **l'air intérieur** de bâtiments qu'ils soient à usage d'habitations, d'activités industrielles ou tertiaires ou recevant du public. Les bâtiments concernés peuvent être situés sur le site pollué ou en dehors de celui-ci ;
 - ✓ **l'air extérieur.** Ce compartiment est moins approfondi dans le guide compte tenu des impacts généralement moins problématiques qui y sont mis en évidence. En effet, l'air intérieur présente un renouvellement nettement moins important que l'air extérieur où le vent joue un rôle majeur dans la diminution des impacts (le facteur de dilution par le vent est généralement plus de 1000 fois supérieur à celui en intérieur occasionné par un renouvellement d'air classique⁵).

⁵Calcul réalisé pour une section de 100 m² sous le vent (10 mètres au sol et 10 mètres de haut) pour un vent moyen de 2 m/s et un renouvellement d'air de 12 j⁻¹

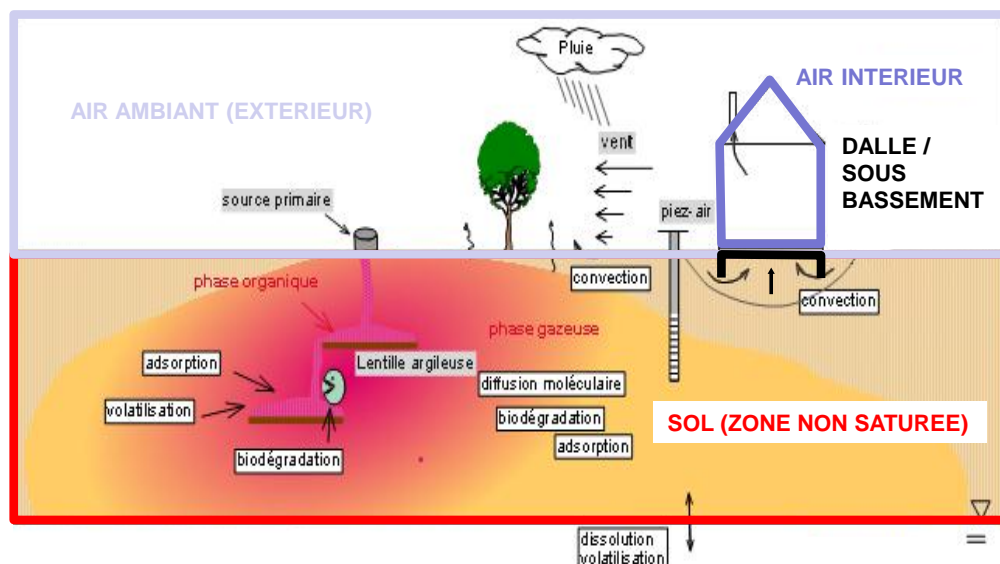


FIGURE 3 : LES QUATRE COMPARTIMENTS TRAITES DANS LE GUIDE

1.1.2. A qui s'adresse le guide

La question des transferts de pollutions du sol vers l'air se pose à toute maîtrise d'ouvrage, privée ou publique, de projets d'aménagement urbain et en particulier lors de la rénovation ou de la construction de bâtiments. Les gestionnaires de parcs immobiliers (collectivités, syndicats, etc.) peuvent également à travers les diagnostics de la qualité de l'air intérieur s'y trouver confrontés. Parallèlement, les administrations (ARS, DREAL) dans leur rôle de garant de la gestion des pollutions industrielles et de la santé des populations sont concernées à travers l'analyse des situations et les demandes d'actions qu'elles prescrivent. Le guide s'adresse enfin aux prestataires (bureaux d'étude, etc.) qui réalisent les études permettant de répondre aux questions que se posent la maîtrise d'ouvrage et les gestionnaires :

- Que faire pour s'assurer de l'absence de pollution par des substances volatiles sur le site (que je gère ou que je souhaite réaménager, acheter ou vendre) ?
- Que faire pour s'assurer que l'état de mon site pollué par des pollutions volatiles reste compatible avec son usage actuel ?
- Que faire pour réaménager mon site pollué avec conservation des bâtiments existants ou construction de bâtiments nouveaux ?
- Que faire pour s'assurer que l'évolution des pollutions résiduelles de mon site ne rende pas son état incompatible avec son usage ?

A l'heure actuelle, sur ces problématiques, les guides français disponibles sont relativement peu nombreux (voir §1.2.3).

Devant la complexité des mécanismes mettant en jeu des physiques différentes (au sein du sol, à travers les interfaces avec l'air et le compartiment air intérieur) et les interrogations de nombreux acteurs envers les outils prédictifs de modélisation, le présent guide méthodologique a été réalisé afin :

- de préciser les outils pertinents de mesure et de modélisation pour répondre aux questions suscitées,
- d'en donner leurs intérêts et limites,
- de formuler des recommandations méthodologiques sur la conduite des études et les protocoles à mettre en œuvre.

1.1.3. Organisation et lecture du guide

Les outils permettant d'apporter des éléments indispensables pour répondre aux questions de la maîtrise d'ouvrage se regroupent en trois catégories :

- les mesures de concentrations ou de flux de polluant,
- la connaissance et la mesure des paramètres de transfert,
- la modélisation des transferts.

Ainsi, comme présenté en Figure 4, le guide s'articule autour de grands chapitres et paragraphes associés à ces thématiques.

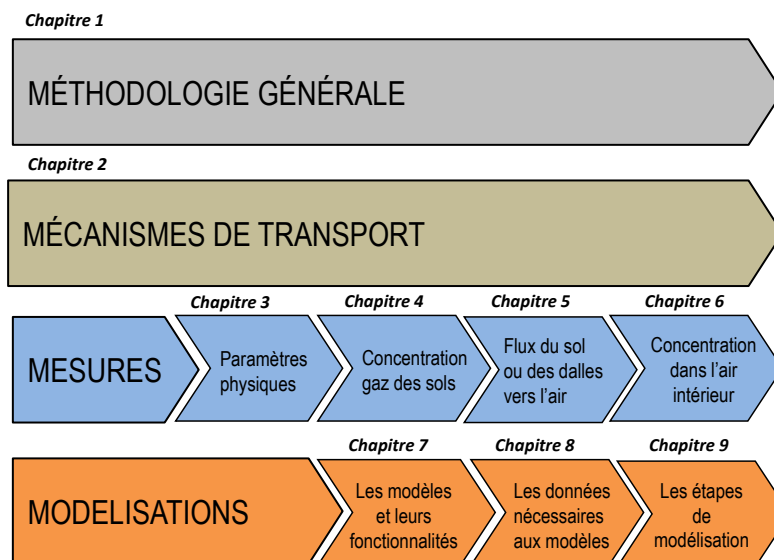


FIGURE 4 : ARTICULATION DU GUIDE

Dans le 1^{er} chapitre, après une présentation du contexte, des lecteurs ciblés et des verrous, sont présentés les outils pouvant être déployés en fonction des objectifs et, point essentiel, les interactions entre ces outils qu'ils soient métrologiques ou de modélisation.

Le 2^{ème} chapitre présente l'ensemble des mécanismes physiques dont la compréhension est nécessaire puis liste les paramètres devant/pouvant faire l'objet de mesures pour leur estimation.

Les chapitres 3 à 6 regroupent la présentation et l'analyse de l'ensemble des mesures pouvant être réalisées.

- Pour les mesures des paramètres physiques, les paragraphes sont structurés autour des compartiments sol, dalle, air intérieur et air extérieur. Sont identifiés les méthodes de mesures in situ et en laboratoire existantes ou développées dans le cadre de FLUXOBAT.
- Pour les mesures de concentrations ou de flux sont présentés : les objectifs afférents, le contexte réglementaire, normatif et méthodologique ainsi que les paramètres d'influence, puis l'intérêt et les limites des mesures. Enfin sont formulées des recommandations pour leur dimensionnement, leur mise en œuvre et leur interprétation.

Les chapitres 7 à 9 concernent la modélisation des transferts des pollutions volatiles des sols vers l'air intérieur et dans une moindre mesure l'air extérieur. Sont en particulier présentés les typologies de modèles, les données nécessaires à ces modèles, les sources de ces données et les différentes étapes de modélisation. Enfin, basées sur les travaux conduits à l'échelle des plateformes expérimentale MARIA (CSTB) et SCERES (LHYGES), des recommandations sont formulées.

Le lecteur pourra en fonction de son besoin aller directement au chapitre l'intéressant. S'ils ne sont pas totalement indépendants, les différents chapitres peuvent en grande partie être lus de manière distincte.

1.2. CADRE REGLEMENTAIRE ET NORMATIF

1.2.1. Les sites et sols pollués

Réglementation

En France, la réglementation encadrant les sites et sols pollués est constituée de la législation sur les installations classées et de la législation sur les déchets :

- Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement codifiée dans le Code de l'Environnement par l'ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000 aux articles L 511-1 et suivants ;
- Décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement transcrit dans le code de l'environnement aux articles R 512-1 et suivants.

Depuis 2007, plusieurs circulaires et documents ont été publiés dans le domaine des sites et sols pollués. A l'heure actuelle, la méthodologie de prise en compte de la pollution potentielle du milieu souterrain se conforme aux circulaires élaborées par le Ministère en charge de l'Environnement, parues le 8 février 2007 et modifiées en mai 2011 :

- une note ministérielle « Sites et sols pollués – modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués » dont l'annexe 2 constitue le guide méthodologique pour la gestion des sites et sols pollués ;
- deux circulaires : « circulaire relative aux Installations Classées, Prévention de la pollution des sols et Gestion des sols pollués » et « circulaire relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles. »

Ces textes s'appuient sur des évolutions :

- réglementaires, avec l'abrogation des textes fondateurs de la politique antérieure des sols pollués et la réécriture d'un cadre cohérent rénové ;
- méthodologiques, avec la mise en place de nouveaux outils (dont le Plan de gestion (PG), les Analyses des Risques Résiduels (ARR) et les Interprétations de l'Etat des Milieux (IEM)). Le ministère en charge de l'environnement met à disposition sur le portail internet dédié les outils et méthodes à appliquer (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Sites-et-sols-pollues-.html>).

L'application des principes de gestion des sites (potentiellement) pollués, issus du code de l'environnement et des circulaires du 8 février 2007 conduit à gérer les sites en fonction de l'usage qui en est fait. Ainsi, la remise en état des sites en fin d'activité, ou la conduite des travaux de réhabilitation lors d'un changement d'usage, doit s'inscrire dans ce cadre. Ce principe de gestion suivant l'usage ne doit cependant pas s'opposer à la recherche des possibilités de suppression des sources de pollution compte tenu des techniques disponibles et de leurs coûts économiques.

Concernant spécifiquement l'impact sur l'air intérieur des pollutions du milieu souterrain, deux circulaires ont été publiées concernant l'implantation des établissements sensibles (circulaires de 2007) et plus récemment la circulaire du 4 mai 2010, encadrant les diagnostics des sites à passif environnemental où ont été construits des établissements accueillant des enfants et adolescents.

Il est à noter que l'air que nous respirons au même titre que l'eau et les aliments est un milieu pour lequel des valeurs de concentrations réglementaires existent pour certaines substances. Les sols en place n'étant pas un milieu auquel les populations sont directement exposées ne présentent pas de valeurs de concentrations réglementaires.

Cadre normatif

La norme de service NFX 31-620 (juin 2011) codifie les prestations en lien avec la pollution potentielle d'un site, ses impacts et les mesures de gestion (dépollution, prescriptions constructives, surveillance...) à



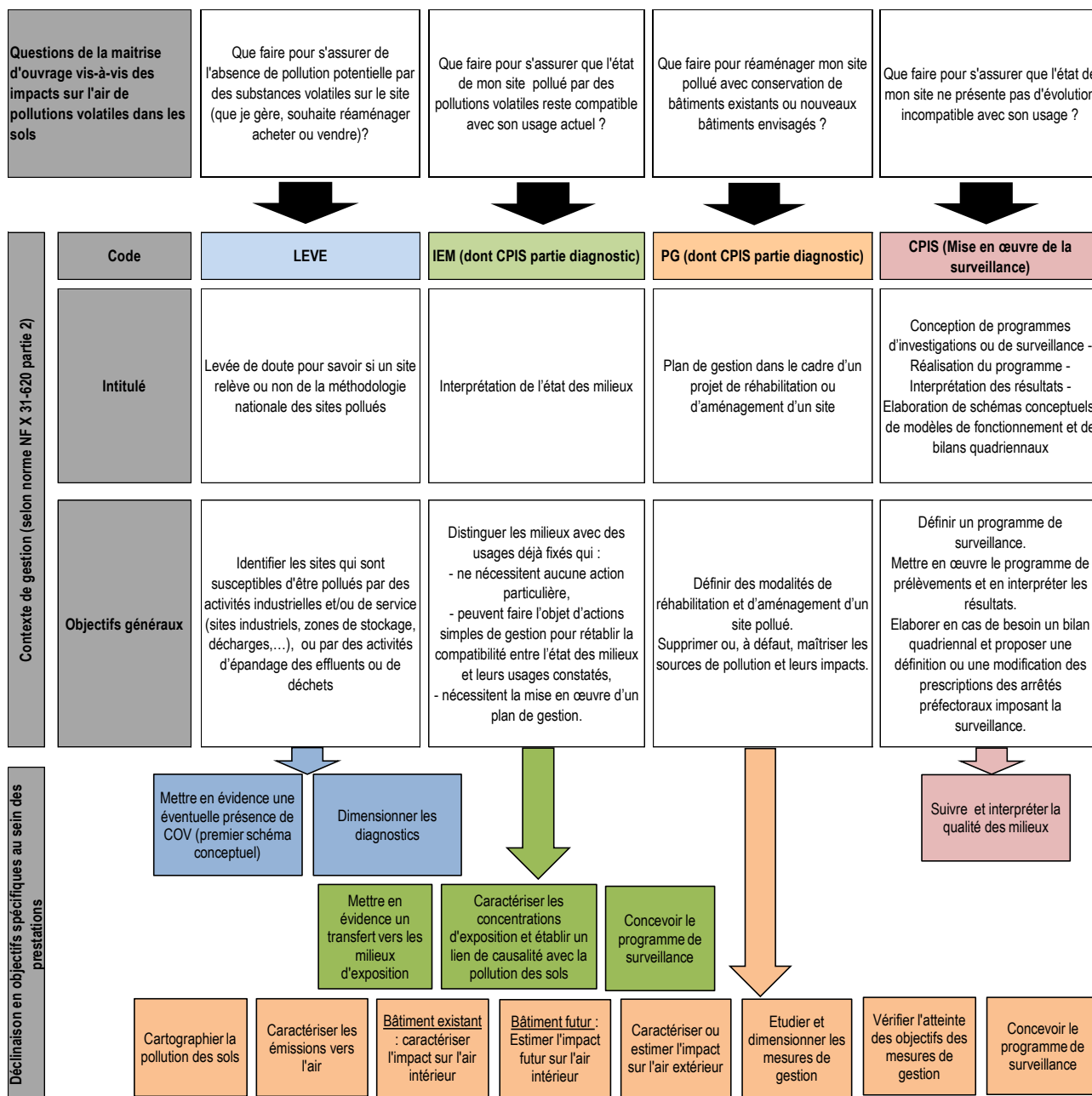
mettre en œuvre. Cette norme est composée d'une partie générale et de trois parties consacrées aux trois grands métiers (étude, ingénierie et travaux) :

- X 31-620-1 : Exigences générales pour les prestations de services relatives aux sites et sols pollués,
- X 31-620-2 : Exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle,
- X 31-620-3 : Exigences dans le domaine des prestations d'ingénierie des travaux de réhabilitation,
- X 31-620-4 : Exigences dans le domaine des prestations d'exécution des travaux de réhabilitation.

La norme décrit les objectifs et le contenu de chaque prestation et des livrables à destination du client. Si des prestations élémentaires sont identifiées pour chaque métier, sont également codifiées des prestations intégrées pour répondre aux différents contextes. Celles pouvant être concernées par la problématique de l'évaluation des transferts de pollutions volatiles du sol vers l'air (en dehors du contexte des due diligence⁶) sont reprises dans le Tableau 1.

Est également figurée la déclinaison des prestations en objectifs spécifiques. Réalisée dans le cadre de ce guide, cette déclinaison qui vise à clarifier les étapes permettant de répondre aux questions de la maîtrise d'ouvrage sera rappelée tout au long du guide.

⁶ La prestation EVAL (Evaluation (ou audit) environnementale des sols et des eaux souterraines lors d'une vente/acquisition d'un site) n'est ainsi pas traitée en tant que telle. Il est à noter cependant que les éléments du présent guide (en particulier pour la prestation PG) sont parfaitement applicables à EVAL.



TABEAU 1 – PRESTATIONS CONCERNÉES PAR FLUXOBAT

Dans le Tableau 1, la prestation individualisée CPIS (Conception de programmes d'investigation ou de surveillance - Réalisation du programme - Interprétation des résultats - Elaboration de schémas conceptuels, de modèles de fonctionnement et de bilans quadriennaux) a été scindée en 2 parties pour plus de lisibilité. Sont ainsi identifiées, la partie CPIS associée à la surveillance et celle associée aux diagnostics de reconnaissance. Cette dernière est intégrée dans l'IEM et le PG.

1.2.2. L'air intérieur et l'air extérieur

Cadre réglementaire dans l'air intérieur

Dans le domaine de la santé, l'air que nous respirons constitue un sujet important. C'est en particulier le cas pour l'air intérieur dans la mesure où nous passons près de 85 % de notre temps dans des environnements clos.

Cette préoccupation de santé publique se trouve encadrée par la loi du 12 juillet 2010 dite de Grenelle II qui décline secteur par secteur les objectifs entérinés par le premier volet du Grenelle. La lutte contre la pollution de l'air intérieur (titre V, chapitre II, article 180) a été ainsi introduite dans le Code de l'Environnement (articles L221-7 à 10) reprenant le principe de **surveillance de la qualité de l'air intérieur pour les lieux recevant du public ou des populations sensibles** (décret n°2011-1728, 2011).

Deux circulaires par ailleurs sont relatives aux diagnostics (i) des sols au droit des écoles installées sur des sites à passif environnemental (circulaire interministérielle du 4 mai 2010) et (ii) des lieux de vie à proximité d'installations de nettoyage à sec (circulaire du 16 août 2013).

La mesure et les actions associées à la présence de pollution dans l'air intérieur sont réglementées à l'heure actuelle en France pour les établissements recevant du public (décret n°2012-14 du 5 janvier 2012). Parmi les polluants pouvant provenir du milieu souterrain, seul le benzène est réglementé⁷. Vis-à-vis des COV et à la différence du radon, la genèse des textes réglementaires est essentiellement associée à une origine atmosphérique de la pollution (trafic routier, combustion, produits d'entretien, mobilier, ...).

Concernant la comparaison des concentrations mesurées à des valeurs de gestion, parmi les polluants pouvant provenir des sols, seul le benzène est réglementé (décret 2011-1727 du 2 décembre 2011). Cependant, pour l'air intérieur, des valeurs de gestion du HCSP et des valeurs guides de l'ANSES existent actuellement en France et peuvent servir de référence pour le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène et le naphthalène. Pour les autres polluants, l'OMS propose également des valeurs guides. Les valeurs de comparaison sont présentées en annexe 4.

Enfin, il est à noter que les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) déploient sur leur territoire tant dans l'air intérieur que dans l'air extérieur, des études et mesures spécifiques afin de mieux appréhender la qualité de l'air dans l'environnement du site pollué.

Les éléments présentés ci-avant concernent la population générale ou celle fréquentant les ERP (Etablissements recevant du public). La protection des travailleurs répondant à un cadre réglementaire qui lui est propre [INRS, 2012] n'est pas développée dans ce guide.

Cadre réglementaire dans l'air extérieur

La Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie du 30 décembre 1996 reconnaît un droit fondamental pour le citoyen : " respirer un air qui ne nuise pas à sa santé " (art.1). Elle met l'accent sur la surveillance de la qualité de l'air et définit le Plan Régional de la Qualité de l'Air et le Plan de Protection de l'Atmosphère.

Vis-à-vis de la surveillance des polluants et des concentrations, la réglementation française repose sur deux décrets : le décret 2002-213 de février 2002 donne la transposition en droit français des directives 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du conseil du 16 novembre 2000 et le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

La réglementation existante s'attache à connaître et améliorer la qualité de l'air extérieur à l'échelle régionale et à l'échelle locale (agglomération, quartier) vis-à-vis des populations ou des sources de pollutions en présence (axes de transport, industries, ...). Au droit des sites où la source de pollution est présente dans les sols, les valeurs réglementaires de concentration pour la population générale s'appliquent, celles-ci ne concernent cependant que le benzène⁸ parmi les COV pouvant provenir d'une pollution du milieu souterrain.

⁷ La liste des polluants réglementés dans l'air intérieur est la suivante : amiante, radon, formaldéhyde, benzène.

⁸ A l'heure actuelle, sont réglementés le monoxyde de carbone, le benzène, le benzo(a)pyrène, les PM10 et PM2.5, le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote, l'arsenic, le cadmium, le nickel, le plomb et l'ozone.



1.2.3. Documents et guides existants sur l'évaluation des transferts de COV vers l'air intérieur

La problématique des transferts de COV des sols vers l'air intérieur est particulièrement complexe dans la mesure où elle fait intervenir la physique de compartiments très différents (le sol, la dalle, l'air intérieur). En France, si des normes et guides peuvent exister pour les mesures dans chaque compartiment pris individuellement, aucun document ne présente leur intégration et des recommandations associées. Depuis quelques années, de nombreux guides ont été produits en Amérique du Nord [US-EPA (DTSC, 2011, ITRC, 2007, OSWER, 2013, ...) et au Canada (Santé Canada, 2010)] mettant en évidence le besoin d'une vision intégrée et de recommandations associées.

Dans chaque compartiment, les chapitres dédiés du guide présentent les documents de cadrage existants en France et à l'étranger. Ils sont rappelés de manière synthétique ci-dessous :

- pour la mesure des concentrations en pollutions volatiles dans les sols (gaz des sols) : l'ensemble des normes et documents guides existants est présenté au § 4.2, il est à noter cependant que des travaux sont en cours pour la mise à jour de la norme ISO actuellement utilisée [NF ISO 10381-7, 2006] et que pour les besoins de l'évaluation des transferts vers l'air, aucun guide spécifique n'existe à l'heure actuelle.
- pour la mesure des paramètres de transfert, si de nombreux outils existent actuellement reposant sur des modes opératoires robustes, à l'heure actuelle aucun guide français ne reprend à notre connaissance les paramètres nécessaires à mesurer (et comment les mesurer) pour l'évaluation des transferts de pollution volatiles des sols vers l'air.
- pour la mesure des flux de COV depuis le sol vers l'air, aucun document français spécifique n'existe mais ce type de mesure est présenté dans un document issu du projet ATTENA (INERIS, 2013),
- pour la mesure des concentrations de COV dans l'air intérieur, en France, le sujet est largement cadré par des normes et guides [nombreux documents du LCSQA, guide INVS, 2010...] mais peu traitent d'une origine souterraine de la pollution. Ce lien se retrouve cependant dans les normes ISO récentes établies pour le radon (voir § 6.2), dans un guide [INERIS, 2010] qui est en cours d'actualisation et dans les annexes de la circulaire interministérielle du 4 mai 2010.

Parallèle réalisé avec le radon

Dans le chapitre traitant de la métrologie des flux et des concentrations dans l'air intérieur, un parallèle et des références au radon sont présentés. Il semble donc pertinent de présenter en quelques mots le contexte réglementaire et normatif en France et en quoi, sur certains aspects, les méthodologies déployées pour les diagnostics et la gestion du radon peuvent être valorisées pour la gestion de l'impact des pollutions volatiles provenant du sol.

Le radon est un gaz radioactif, provenant de la désintégration de l'uranium contenu dans la croûte terrestre. Il migre depuis les roches, en particulier granitiques ou volcaniques jusqu'au compartiment atmosphérique. Le radon est, avec ses descendants à vie courte, la première cause d'irradiation respiratoire parmi les sources naturelles de rayonnements ionisants, mais la seule sur laquelle l'homme peut agir en augmentant ou en diminuant son exposition. La pollution intérieure par le radon s'exprime par son niveau d'activité volumique, en becquerels par mètre cube d'air (Bq/m^3).

La réglementation existante pour le radon concerne à l'heure actuelle les lieux ouverts au public. Pour l'habitat (bâtiments existants ou bâtiments neufs), suite aux travaux des PNSE 1 et 2, l'éventualité d'une réglementation spécifique à l'étude.

Pour les établissements recevant du public (ERP)⁹ des départements jugés prioritaires, le décret n° 2002-460 donne obligation aux propriétaires de réaliser des dépistages (à renouveler tous les 10 ans) et de mettre en œuvre des actions correctrices lorsque nécessaire. Parallèlement, l'arrêté du 22 juillet 2004 détermine les modalités de gestion du risque lié au radon.

⁹Les établissements recevant du public concernés sont les établissements scolaires, les établissements sanitaires et sociaux avec capacité d'hébergement, les établissements thermaux et les prisons.

Concernant les diagnostics, tandis qu'à l'heure actuelle aucune norme spécifique au COV dans l'air provenant du sol n'existe, plusieurs normes françaises ont été établies ces dernières années pour les mesures d'émission vers l'air et les mesures de concentrations dans l'air intérieur du radon, elles sont référencées dans les § 5.2.2 et § 6.2.

Le parallèle réalisé dans le guide entre le radon et les COV se limite aux lignes directrices des diagnostics. Parmi les différences majeures dissociant les deux problématiques, il est à noter entre autres la présence d'un bruit de fond pour les COV dans l'air intérieur parfois significatif et des modes d'actions vis-à-vis des organismes différents pour les pollutions radioactives.

1.3. LES OUTILS ET LEURS OBJECTIFS

1.3.1. Les diagnostics

Pour répondre aux questions posées par la maîtrise d'ouvrage, les prestations classiques (LEVE, EVAL, IEM, PG) présentées au Tableau 1, comprennent nécessairement des diagnostics, ceux-ci sont regroupés sous la terminologie CPIS (X 31-620, 2011).

Les *Diagnostics* correspondent à l'ensemble des actions visant à déterminer les caractéristiques d'un système. Les diagnostics peuvent donc être (i) l'analyse de données qualitatives ou quantitatives pouvant provenir d'études documentaires, d'observations visuelles ou d'enquête (historique, environnement, situation, usage) et (ii) des mesures de paramètres et variables.

La réalisation de diagnostics que ce soit de paramètres ou de concentrations n'est pas une fin en soi, leur contenu dépendant d'objectifs techniques spécifiques. Les diagnostics visent généralement à la compréhension, la caractérisation des impacts, la vérification et la justification.

Le guide vise une présentation large des outils existants pour la réalisation de ces diagnostics pour la compréhension et la caractérisation des pollutions dans l'air générées par la présence de COV dans les sols. Cependant, dans la mesure où les analyses des polluants dans les matrices sols et eaux constituent un champ spécifique, les lecteurs sont renvoyés aux guides existants dans ce domaine (repris dans la boîte à outils du MEDDE¹⁰).

Les chapitres 3 à 6 du guide FLUXOBAT traitent (Figure 5) :

- des études documentaires, observations visuelles et enquêtes nécessaires au diagnostic des transferts de COV depuis les sols vers l'air,
- des mesures des paramètres prépondérants que ce soit des paramètres physiques ou des mesures de concentrations dans les gaz du sol, dans l'air intérieur ou l'air extérieur et de flux à l'interface sol ou dalle/air.

¹⁰ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Sites-et-sols-pollues-.html>

Concentrations et Flux gazeux

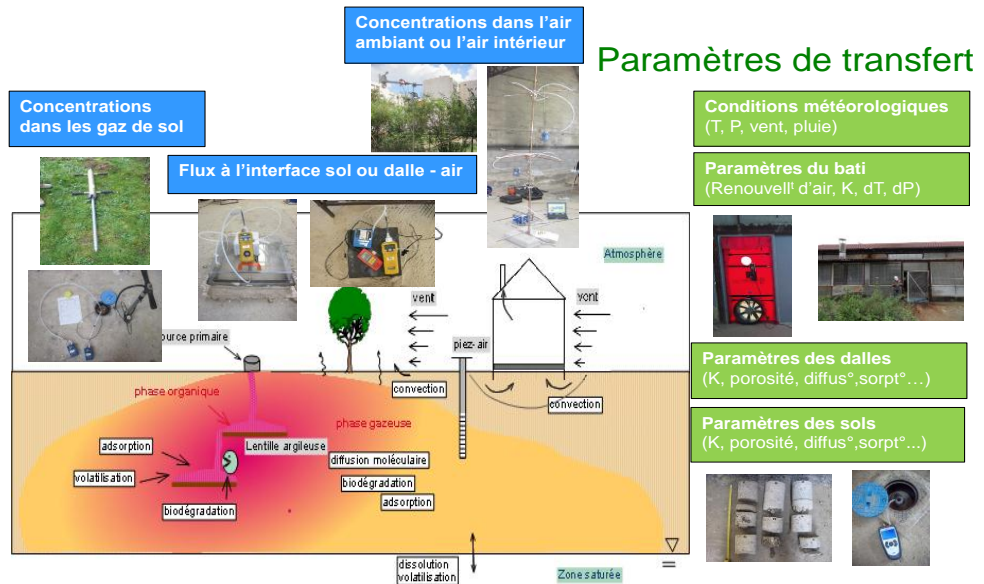


FIGURE 5 : LES ELEMENTS DE DIAGNOSTICS

Les questions qui se posent au fur et à mesure pour l'approfondissement de la connaissance de la pollution et de ses impacts sont présentées dans le Tableau 1 et reliées dans le Tableau 2 aux prestations de la norme NFX 31-620.

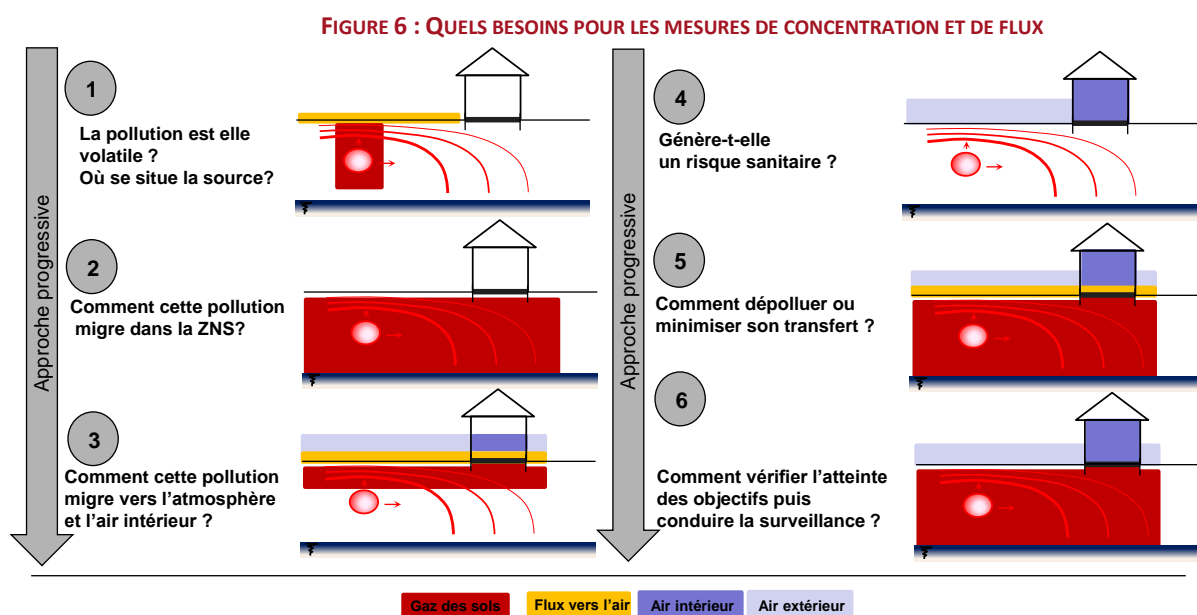
Questions de la maîtrise d'ouvrage vis-à-vis des impacts sur l'air de pollutions volatiles dans les sols		Que faire pour s'assurer de l'absence de pollution potentielle par des substances volatiles sur le site (que je gère, souhaite réaménager acheter ou vendre)?	Que faire pour s'assurer que l'état de mon site pollué par des pollutions volatiles reste compatible avec son usage actuel ?	Que faire pour réaménager mon site pollué avec conservation de bâtiments existants ou nouveaux bâtiments envisagés ?	Que faire pour s'assurer que l'état de mon site ne présente pas d'évolution incompatible avec son usage ?									
Contexte de gestion (NFX 31-620 partie 2)	Code	LEVE	IEM (dont CPIS partie diagnostic)	PG (dont CPIS partie diagnostic)	CPIS (Mise en œuvre de la surveillance)									
	Intitulé	Levée de doute pour savoir si un site relève ou non de la méthodologie nationale des sites pollués	Interprétation de l'état des milieux	Plan de gestion dans le cadre d'un projet de réhabilitation ou d'aménagement d'un site	Conception de programmes - Réalisation - Interprétation des résultats									
	Objectifs spécifiques au sein de la prestation	Mettre en évidence une éventuelle présence de COV (premier schéma conceptuel) Dimensionner les diagnostics	Mettre en évidence un transfert vers les milieux d'exposition Caractériser les concentrations d'exposition et établir un lien de causalité avec la pollution des sols Concevoir le programme de surveillance	Cartographier la pollution des sols Caractériser les émissions vers l'air Bâtiment existant : caractériser l'impact sur l'air intérieur Bâtiment futur : Estimer l'impact futur sur l'air intérieur Caractériser ou estimer l'impact sur l'air extérieur Etudier et dimensionner les mesures de gestion Vérifier l'atteinte des objectifs des mesures de gestion Concevoir le programme de surveillance	Suivre la qualité des milieux et interprétation									
	Questions associées dimensionnement des diagnostic (figure X)	1	2	2 & 3	3 & 4	6	2	3	4	4	4	5	6	5

TABLEAU 2 – DE LA PRESTATION AUX BESOINS POUR LES MESURES DE CONCENTRATION ET DE FLUX

A titre d'exemple, car ceux-ci sont détaillés dans les chapitres propres aux mesures, le dimensionnement des mesures est dépendant de ce qui est recherché :

- 1) les mesures peuvent être déployées pour savoir si la pollution identifiée dans les sols est volatile ou, si cela a déjà été constaté, pour délimiter la source de pollution. Dans ce cas, les mesures seront réalisées à proximité des sols impactés, la délimitation peut également être réalisée à l'aide de mesures de flux ;
- 2) la connaissance de l'extension du panache de pollution dans les gaz de sol (et donc des zones impactées) nécessite quant à elle la réalisation d'une cartographie tant en x,y qu'en z de la zone non saturée ;

- 3) ce panache connu, l'éventualité de transferts vers l'air ou la compréhension de ces transferts reposera sur des mesures de concentrations dans les gaz de sol à faible profondeur, des mesures de flux et des mesures de concentrations dans l'air dans les zones potentiellement les plus exposées¹¹ ;
- 4) l'évaluation de l'exposition des populations (pour leur interprétation et gestion) repose sur des mesures de concentrations dans l'air (milieu d'exposition) suivant des protocoles spécifiques afin d'être représentatifs de ces expositions ;
- 5) en cas d'expositions non admissibles vis-à-vis des critères sanitaires, le dimensionnement des mesures de gestion pourra nécessiter des mesures dans tous les compartiments (gaz des sols, flux, air), les protocoles et emplacements dépendant des mesures de gestion étudiées (dépollution, confinement, action sur le soubassement et/ou le bâtiment) ;
- 6) enfin à l'issue des travaux, la vérification de l'atteinte des objectifs devra a minima être réalisée suivant les mêmes protocoles et aux mêmes emplacements que les mesures de référence dans les gaz de sol et l'air. Généralement la surveillance reposera sur ces mêmes milieux.



Les étapes nécessaires à la conduite de diagnostics sont les suivantes.

- **L'identification du besoin** peut être établie par la maîtrise d'ouvrage en lien avec la prestation nécessaire (Tableau 2) mais la déclinaison en une **stratégie** nécessite une analyse technique de la situation et des **enjeux**. L'approfondissement de cette stratégie est dépendant du degré de connaissance du site. Ainsi, une approche progressive et itérative est souvent nécessaire.

Par exemple, les mesures des paramètres de transfert qui répondent à un besoin de compréhension du système et d'évaluation des transferts ne seront pas réalisées avant d'avoir des premiers éléments de connaissance de la pollution volatile dans les sols. Ou encore, dans le cas d'un projet envisageant la réalisation d'un sous-sol enterré, les analyses portant sur les déblais ne présentent pas d'intérêt pour l'évaluation des futures expositions des populations et ne devront pas être réalisées pour cet objectif.

- Si la stratégie repose généralement sur un **schéma conceptuel** du système à étudier, le **dimensionnement** ensuite des diagnostics conduira au **plan d'échantillonnage** (implantation, durée de prélèvement...). Celui-ci sera avant tout lié pour les compartiments que sont les gaz des sols, la dalle et l'air intérieur à leurs hétérogénéités et à la dynamique des écoulements et du transport de pollution.

¹¹ Cette recommandation de profondeur des mesures est adaptée aux situations existantes mais ne l'est pas pour de futurs aménagements bâtis (voir le chapitre 4 traitant des gaz du sol)



Par exemple les hétérogénéités des fondations ou de lithologie dans les sols sous un bâtiment peuvent conduire à une densité de mesures de concentration plus importante que si les sols et/ou les fondations sont homogènes.

- La **mise en œuvre** est ensuite réalisée par des techniciens. Durant cette phase, les conditions météorologiques et les pratiques au sein du bâtiment nécessiteront d'être connues afin de permettre l'interprétation des mesures.
- Et enfin **l'interprétation** des résultats permet de mettre à jour le schéma conceptuel (et ainsi clarifier certains enjeux), de comprendre, d'évaluer les conséquences associées à la pollution présente etc. L'interprétation des diagnostics doit donc permettre de répondre aux questions initialement posées. Pour ce faire, l'utilisation de la modélisation peut parfois être utile (voir ci-après).

Dans chacun des chapitres traitant des gaz du sol, des flux ou de l'air intérieur et extérieur, des éléments et recommandations pour l'établissement des stratégies de diagnostic, leur dimensionnement, mise en œuvre et interprétation sont donnés. L'influence des conditions météorologiques, des paramètres du bâtiment et de la nature du sol sont également présentées et illustrées des travaux conduits dans le cadre de FLUXOBAT.

1.3.2. Les modélisations

Le terme modélisation correspond dans ce guide à un outil mathématique permettant de simuler des phénomènes physiques d'écoulement et de transport des polluants. Elle peut être utilisée :

- pour relier les mesures discrètes réalisées dans les différents compartiments et ainsi permettre une interprétation à l'échelle du système (modèles explicatifs) ;
- pour prévoir des situations n'ayant pu faire l'objet d'observations que ce soit des bâtiments futurs ou pour des nouveaux aménagements de bâtiments existants (modèles prédictifs).

L'intérêt des **modèles explicatifs** est ici majeur compte tenu de la complexité des phénomènes associés au transport des pollutions gazeuses dans des compartiments présentant des physiques et des dynamiques très différentes (le milieu poreux du sol, les différentes interfaces avec l'atmosphère et les espaces de vie du bâtiment, l'air extérieur et l'air intérieur). Cette complexité rend parfois difficile la vision d'ensemble du système et l'établissement du lien de causalité entre les concentrations mesurées dans l'air et celles mesurées dans les gaz de sols.

De tels modèles peuvent être utiles à l'amont pour le dimensionnement des diagnostics (*quelle pertinence d'aller diagnostiquer à de tels emplacements ?*), puis pour leur interprétation.

Les **modèles prédictifs** présentent quant à eux un intérêt évident dans :

- les études de reconversion de site où des **bâtiments vont être créés**. Les diagnostics, s'ils peuvent permettre de comprendre les conditions du transfert des COV jusqu'à la zone d'influence du futur bâtiment, ne sont pas suffisants pour connaître les expositions potentielles. L'évaluation des impacts futurs nécessite le recours à la modélisation ;
- le **dimensionnement de mesures de gestion** (pour des sites bâtis ou non) vis-à-vis de :
 - i. l'établissement des seuils de dépollution ;
 - ii. l'évaluation des effets de la dépollution de la source sur le panache de pollution dans les gaz du sol et donc sur les concentrations résiduelles dans l'air ;
 - iii. l'évaluation des impacts du traitement de soubassement (ventilation du vide sanitaire, mise en place d'une étanchéité...) ou de la ventilation du bâtiment sur les transferts et les concentrations résiduelles...

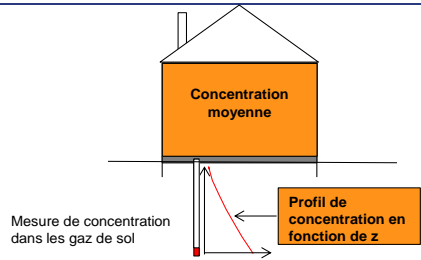
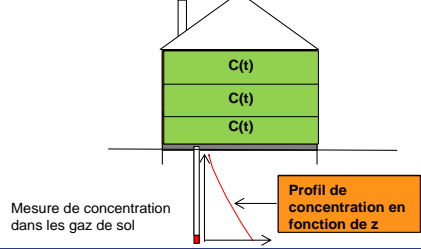
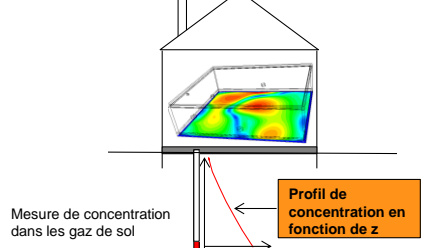
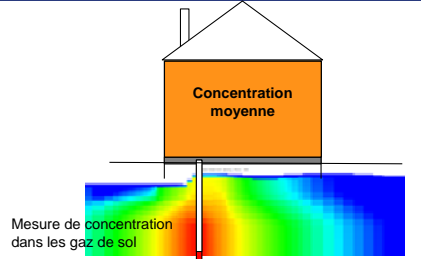
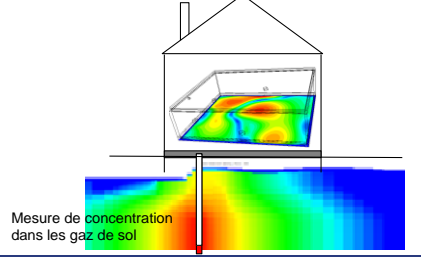
Descriptif du modèle	Objectif	Illustration
(modèle 1) Modélisation empirique Facteur d'atténuation entre l'air des sols et l'air intérieur	Premier niveau d'interprétation des mesures dans les sols	$C_{\text{air intérieur}} = \alpha \cdot C_{\text{gaz du sol}}$
(modèle 2) Modélisation analytique intégrale 1 D vertical et en régime permanent	Modèles classiquement utilisés et adaptés à des systèmes relativement simples	
(modèle 3) Couplage entre le modèle 2 pour les sols et la dalle avec une modélisation numérique nodale de l'air intérieur	Modèles apportant des éléments de compréhension sur la dynamique temporelle des concentrations dans différentes zones de l'air intérieur	
(modèle 4) Couplage entre le modèle 2 pour les sols et la dalle avec une modélisation numérique CFD de l'air intérieur	Modèles apportant des éléments de compréhension sur les hétérogénéités spatiales fines des concentrations dans l'air intérieur	
(modèle 5) Couplage entre une modélisation numérique des transferts dans les sols et la dalle avec une modélisation analytique ou nodale de l'air intérieur	Modèles permettant la représentation des hétérogénéités spatiales de la pollution dans les sols et des interfaces sol/bati	
(modèle 6) Couplage entre le modèle 5 pour les sols et la dalle avec le modèle 4 pour l'air intérieur	Couplage complexe dont l'intérêt est du domaine de la R&D	
(modèle 7) Modélisation numérique intégrale avec des outils multiphysiques	Modèle complexe dont l'intérêt est du domaine de la R&D	

TABLEAU 3 – TYPOLOGIE DES MODELES



Il est à noter que l'interprétation doit être orientée en fonction des attentes de la maîtrise d'ouvrage. Dans le cadre de la reconversion d'un site pour laquelle le projet et un plan d'aménagement sont préétablis, la représentation des concentrations dans les gaz de sol ou des transferts (flux) vers l'atmosphère avec les bâtiments et usages prévus constitue un outil de travail particulièrement utile. Ces **cartes des contraintes** classiquement déjà réalisées vis-à-vis des pollutions non volatiles peuvent par l'intermédiaire de la modélisation intégrer les hétérogénéités de lithologie et de pollution et ainsi participer à l'optimisation de la gestion de la pollution à l'échelle du projet.

La typologie de modèle présentée dans le guide FLUXOBAT comprend d'une part des modèles dits intégrés prenant en compte l'ensemble des compartiments (sol, interface avec le bâti et air) et d'autre part des couplages de modèles. L'intérêt de tels couplages est une meilleure représentation physique des phénomènes qui sont simplifiés dans les modèles intégrés. Dans ce cas, les modèles dédiés au milieu poreux permettent de modéliser les transferts dans les sols et la dalle et leurs résultats en termes de flux deviennent une condition à la limite des modèles aérodynamiques dédiés au comportement des polluants dans l'air.

En fonction du besoin et de la complexité du site, plusieurs types de modèles peuvent être utilisés. Ils sont présentés dans le Tableau 3. Ils sont classés du plus simple (modèle 1 décrivant uniquement un facteur d'atténuation entre l'air des sols et l'air intérieur) au plus avancé (modèle 5, couplage d'un modèle numérique pour le milieu souterrain avec un modèle analytique pour l'air intérieur). Ces modèles sont décrits en détail dans le § 7.3. Pour chacun d'eux, les fonctionnalités, les outils disponibles, les paramètres ainsi que les données nécessaires sont présentés. Enfin leurs avantages et limites sont mis en exergue.

NB : les modèles 6 et 7 pour lesquels le coût et l'expertise requise sont élevés sont présentés dans le guide sans que leur utilisation soit recommandée dans les prestations usuelles. En effet, ils seront plutôt déployés dans les prestations de type Recherche et Développement (R&D).

Dans le § 9, sont également présentées les étapes principales du travail de modélisation pour lesquelles des recommandations sont formulées en tenant compte des spécificités de chaque type de modèle.

1.4. CONSTAT DE MISE EN ŒUVRE ET VEROUS

Depuis une vingtaine d'année, associés à la pression démographique nécessitant la reconquête des territoires, les diagnostics portant sur les gaz de sol et sur l'air intérieur en lien avec la pollution du milieu souterrain se sont fortement développés suite à la parution en France du guide (devenu obsolète depuis) sur la réalisation des Evaluations Détaillées des Risques (MATE, 2000) et plus récemment à la parution des textes méthodologiques du ministère en charge de l'environnement (Circulaire du 8 février 2007 et ses annexes).

En France, si la réglementation de 1976 a conduit à la gestion des pollutions de sols, la complexité des transferts de ces pollutions (en particulier les DNAPL¹²) et l'absence d'outil de prise en compte des transferts vers l'air intérieur a pu conduire à laisser en place des pollutions résiduelles générant un panache dans les gaz du sol.

Le déploiement d'outils (outils de modélisation à partir des années 1990, des normes pour les gaz des sols en 2006 et guides du LCSQA, de INVS, etc. postérieurs à la création de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur en 2001), a conduit à se préoccuper davantage de ces transferts.

Cette dynamique est également observée dans d'autres pays (Etats Unis, Canada, Allemagne, Angleterre...) où la littérature récente sur l'évaluation des transferts de COV des sols vers l'air intérieur est nombreuse (voir § 4, 5 et 6).

¹² Dense Non Aqueous Phase Liquid



1.4.1. Les diagnostics

Constats de mise en œuvre

A l'heure actuelle, les **mesures dans les gaz de sol** sont de plus en plus réalisées. Ainsi, le nombre de dossiers d'évaluation des transferts des pollutions volatiles vers l'air intérieur traité sans aucune mesure dans les gaz de sol tend depuis quelques années à se réduire.

NB : Les mesures quantitatives dans les gaz de sol interviennent généralement après la conduite de diagnostics sur la matrice sol et la matrice eaux souterraines. Si cet ordre est parfaitement logique, des éléments spécifiques pour une bonne connaissance de la pollution volatile et son potentiel de transfert vers les gaz du sol dès le stade amont des diagnostics est précieux. A cette fin l'utilisation de détecteurs de terrain (utilisés à l'heure actuelle pour localiser la source) est encore rare pour dimensionner les diagnostics des gaz de sol.

Par ailleurs, à l'heure actuelle et sur certains aspects, le dimensionnement des mesures au regard de l'objectif est encore lacunaire. Si la nécessité de définir les objectifs au préalable est clairement énoncée dans de nombreux documents cadres [normes, circulaire du 8 février 2007, ...], la déclinaison de ces objectifs en recommandations pratiques n'est aujourd'hui peu voire pas développée dans les outils et méthodologies françaises. Il n'est ainsi pas rare de voir une même campagne de diagnostic utilisée pour des besoins distincts.

Concernant les **mesures de flux**, celles-ci ne sont pas mises en œuvre actuellement en France dans le cadre des études de sites et sols pollués tant sur des sols nus que dans les bâtiments. Les raisons en sont (i) une méconnaissance des outils (aucun document méthodologique n'existe dans ce domaine en France), (ii) des interrogations quant à l'interprétation des résultats, et, (iii) dans les bâtiments utilisés, des difficultés d'accès.

Concernant les **mesures de concentration dans l'air intérieur**, depuis la parution des textes méthodologiques de 2007 (en particulier l'Interprétation de l'Etat des Milieux) les diagnostics de la qualité de l'air intérieur se sont développés afin d'évaluer l'exposition potentielle des populations. Bien que freiné par l'accessibilité aux bâtis (parfois en dehors de l'emprise des sites où se situent la source) et des réticences à la communication sur une éventuelle pollution, de telles mesures sont nécessaires pour réaliser l'IEM. Dans une approche progressive et proportionnée, la réalisation de telles mesures suppose que la migration de la pollution dans les gaz de sol jusqu'aux bâtis concernés ait été démontrée par des mesures dans les gaz de sol.

A contrario, les mesures de concentrations dans l'air intérieur dont l'objectif est la compréhension de la migration et/ou le dimensionnement des mesures de gestion, ne sont que rarement mises en œuvre. Les causes en sont (i) la méconnaissance de l'intérêt de telles mesures, (ii) l'absence de document cadre et les difficultés d'accès.

Concernant les **mesures des paramètres de transfert** qui présentent un intérêt majeur dans la compréhension et la prédiction des transferts, celles-ci ne sont à l'heure actuelle que très peu réalisées tant pour les paramètres de sol que pour les paramètres des dalles et du bâti. Si dans un premier temps, le recours à des paramètres de la littérature peut se justifier, dans de nombreuses situations où l'incertitude sur ces paramètres génère des incertitudes sur les risques, la réalisation de mesures sur site ou en laboratoire permettrait une meilleure évaluation de la situation. Les raisons pour lesquelles de telles mesures ne sont pas réalisées sont d'ordre technologique (par exemple sur les dalles de béton) ou liées à un manque de formation des opérateurs.

Concernant les **mesures de concentrations dans l'air extérieur**, sur les sites où l'impact sur ce compartiment constitue un enjeu, elles sont généralement mises en œuvre. La principale difficulté rencontrée est associée à leur interprétation en lien avec la pollution des sols.

Enfin, il est important de mentionner que bien souvent, compte tenu des délais d'études (en particulier dans le cadre de la découverte tardive d'une pollution sur un site en cours d'aménagement), les mesures de concentrations ne sont réalisées que lors d'une seule campagne. L'appréciation de la représentativité temporelle de ces mesures se pose.



Verrous concernant les mesures

Face à la difficulté parfois éprouvée de dimensionner, mettre en œuvre puis interpréter les résultats de mesures, les verrous à leur dimensionnement et à leur interprétation ont été définis (présentés en Figure 7 pour les gaz de sol et l'air intérieur). Ils sont d'ordres techniques et méthodologiques.

- **Verrous techniques**

- i. Ils sont essentiellement associés à la **caractérisation des transferts à travers les dalles** et soubassements sur des bâtis existants ou futurs.

Sur les bâtiments existants, la question de la mesure directe des émissions se pose : y-a-t-il des outils permettant la réalisation de telles mesures ? Si oui, comment les mettre en œuvre, quelles en sont l'intérêt et les limites ? Se pose également la question de la caractérisation du milieu de transfert constituée de la dalle et de ses hétérogénéités.

Les outils de caractérisation des hétérogénéités de l'interface (réseau de microfissures, chemins préférentiels, etc...) et plus globalement des propriétés de transferts des dalles bétons sont rares.

Concernant la mesure de la perméabilité des bétons in situ, il existe des outils conçus pour des mesures ponctuelles (à l'échelle centimétrique ou décimétrique) qui sont difficilement utilisables pour caractériser le comportement moyen d'une dalle de béton à l'échelle d'un bâtiment.

- ii. Ils comprennent également des interrogations sur la **faisabilité de mesures** permettant de comprendre les transferts et d'optimiser l'évaluation de l'exposition et/ou le dimensionnement des mesures de gestion.

- **Verrous méthodologiques**

- i. Ils concernent les phases de **dimensionnement et d'interprétation des mesures de concentration** dans les gaz de sol et dans l'air et des mesures **de flux** à l'interface sol-atmosphère et dalle-atmosphère. L'assurance de la représentativité spatiale et temporelle du diagnostic nécessite un dimensionnement préalable spécifique, mais, à l'heure actuelle, les paramètres d'influence ne sont pas suffisamment clarifiés.

Cette clarification est également nécessaire afin de donner les clés de l'interprétation des conditions environnementales lors des mesures (météorologie, usages du bâti...). Lesquelles permettent d'apprécier la représentativité des concentrations mesurées.

- ii. Ils concernent par ailleurs les **paramètres de transfert**. Parce qu'une approche proportionnée est nécessaire, l'identification des paramètres majeurs est un préalable. Pour ceux-là, la connaissance des données de la littérature, l'existence de méthodes de mesures, leurs avantages et limites et leur cadre de mise en œuvre doivent être clarifiés. C'est en effet la condition nécessaire à la mesure, autant que de besoin, de ces paramètres.

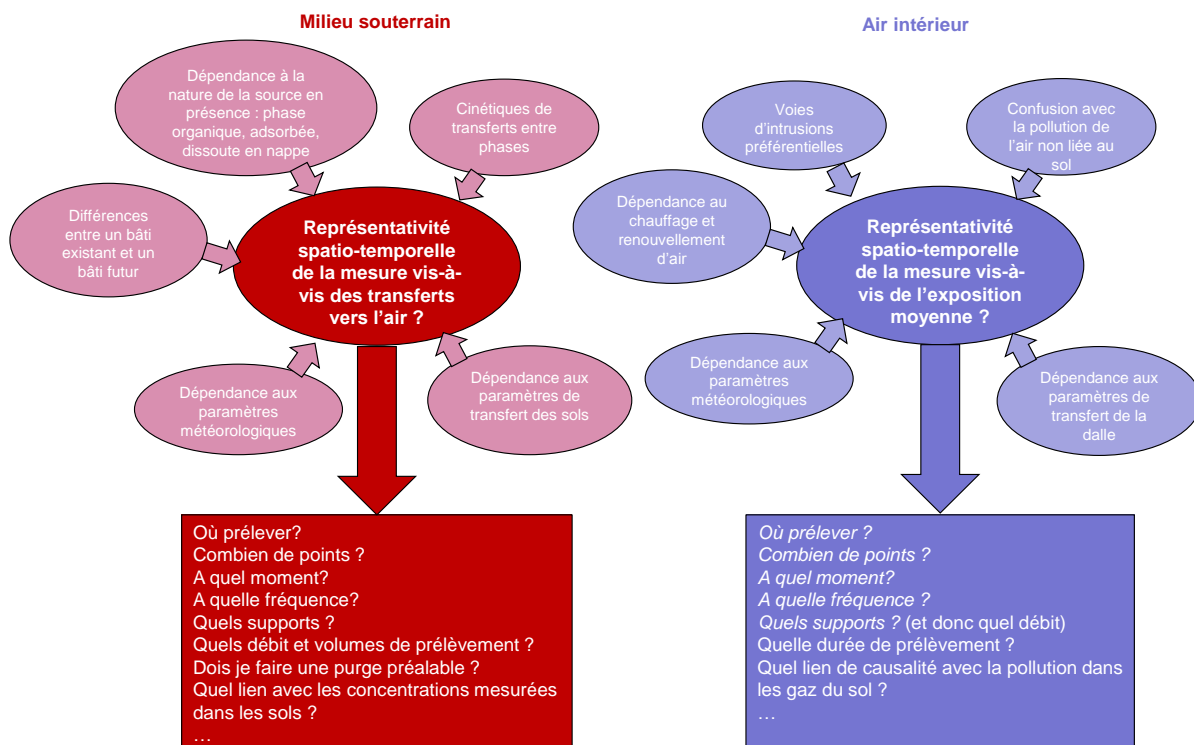


FIGURE 7 : LES VEROUS TECHNIQUES CONCERNANT LES MESURES DE CONCENTRATIONS

1.4.2. Les modélisations

Constats de mise en œuvre

Les outils de modélisation pour l'évaluation des transferts de COV depuis les sols vers l'air intérieur ont commencé à être utilisés par les bureaux d'études en France pour répondre aux besoins des Evaluations Détaillées des Risques (EDR) depuis les années 2000 (MATE, 2000). Leur utilisation perdure depuis la parution des circulaires du 8 février 2007 qui stipulent la gestion des sites et de leurs pollutions en fonction de l'usage. A l'international (Pays Bas, Etats Unis, etc.) de telles modélisations ont été déployées dès les années 80-90, les premiers outils de modélisation intégrée ayant été publiés au début des années 90.

Les modélisations mises en œuvre ont pour objectif final de **prévoir l'impact des pollutions de sol sur l'air intérieur et extérieur pour des usages futurs** sur un site. En effet, si les mesures de concentration peuvent être suffisantes pour l'évaluation de situations existantes, la projection pour d'autres usages ou **le dimensionnement de mesures de gestion** potentielles nécessitent l'emploi de tels outils prédictifs.

L'utilisation de modèles pour la prédiction de situations existantes a pendant un temps, en France et à l'étranger, été mise en œuvre en se substituant à la mesure des concentrations dans l'air intérieur, en particulier pour la démonstration de l'absence de risques. Cependant, les textes français (circulaires du 8 février 2007 et ses annexes) ainsi que les guides nord-américains tendent à faire disparaître depuis quelques années cette pratique au profit de la mesure des concentrations dans l'air. La modélisation dans un objectif de compréhension est cependant parfois utile pour **dimensionner les diagnostics complémentaires** ou expertiser une situation dégradée afin de **hiérarchiser les causes de la dégradation** préalablement au dimensionnement des mesures de gestion.

A l'heure actuelle en France, les modélisations sont très largement conduites avec des outils intégrés permettant de modéliser les transferts dans les sols, à travers l'interface avec le bâtiment et dans l'air intérieur ou extérieur. Ces modèles (appelés **modèle 2** dans le présent guide, voir Tableau 3) sont basés sur une physique simplifiée dans l'ensemble de ces compartiments, une géométrie 1D verticale et un régime permanent d'écoulement et de transport. Parmi les hypothèses fortes de ces modèles, il faut mentionner :

- la simplification 1D verticale de la lithologie et de ses caractéristiques vis-à-vis du transfert (porosité, saturation en eau, perméabilité) avec une discrétisation possible en plusieurs couches qui ne reprennent pas nécessairement les profils de saturation en eau du sol ;
- la représentation de l'interface entre les sols et l'air intérieur spécifique à un type de soubassement (dallage indépendant, dalle portée, vide sanitaire, cave, sous-sols en dalle portée ou dallage indépendant...) avec des lignes d'écoulement associées ;
- l'hypothèse d'un mélange parfait des concentrations dans l'air. En particulier pour l'air intérieur, les modèles ayant été développés pour des maisons individuelles et non pour des bâtiments tertiaires, l'aménagement intérieur n'est pas considéré.

Les outils commerciaux utilisés sur la grande majorité des sites en France sont ceux de Johnson et Ettinger, 1991 (cas d'un dallage indépendant avec transfert uniquement à travers les fissures périphériques), VOLASOIL (Waitz et al, 1996) (cas d'un vide sanitaire) et plus récemment ceux de Bakker et al., 2008 pour différentes configurations de soubassement.

Au-delà de ces outils en eux-mêmes, le constat sur **la manière dont ils sont utilisés** est important. En effet, la défiance de certains maîtres d'ouvrage et utilisateurs ne peut se limiter à la critique de l'outil mais inclut nécessairement la conduite des différentes étapes de modélisation (cf. § 7 à 9). Sur ce point, mentionnons que :

- la définition de l'objectif de la modélisation n'est pas toujours clairement établie. Comme précisé ci-avant, aujourd'hui en France, les modélisations sont conduites pour prédire les expositions futures puis si nécessaire comparer des mesures de gestion (traitant de la pollution, de son transfert ou de ses impacts). La question qui demeure est la situation recherchée : une situation moyenne ou une situation raisonnablement majorante ? ;
- la connaissance des enjeux et des données disponibles (ou pouvant être acquises) conduit rarement à adapter les choix d'un modèle, des fonctionnalités et de l'outil. Ce sont en effet, les modèles analytiques intégrés qui sont, dans la grande majorité des cas, retenus ;
- pour la schématisation et le choix des paramètres :
 - i. à l'heure actuelle les pratiques sont partagées sur **le choix de la source** entre concentrations maximales et concentrations moyennes dans les gaz de sol. Cette situation est généralement associée à la méconnaissance de la source ;
 - ii. **la discrétisation des sols** sous bâti intègre généralement les différentes lithologies mais **le choix des paramètres ou variables** (porosité, teneur en eau, perméabilité) sont majoritairement issus de la littérature sans mesures spécifiques au site ;
 - iii. que ce soit pour les bâtiments existants ou futurs, dans la mesure où la nature de **l'interface sol – air** est généralement méconnue au-delà de la présence ou non d'un vide sanitaire ou d'un sous-sol, les paramètres par défaut de l'outil de modélisation sont généralement retenus ;
 - iv. pour **les paramètres et variables des bâtiments** futurs, la réglementation est généralement prise en compte bien qu'elle ne soit pas toujours appliquée (sur la ventilation en particulier). Pour les bâtiments existants, ces paramètres, bien que mesurables, sont généralement retenus par défaut à partir de la réglementation ou d'avis d'expert.
- les simulations sont généralement conduites en régime permanent c'est-à-dire sans modification des conditions de transfert et sans épuisement progressif de la source. Ainsi, la concentration simulée dans l'air est une concentration constante.
- la phase de calage du modèle et l'étude de sensibilité constituent une étape clé pour juger de l'aptitude du modèle créé à représenter des données mesurées. Si dans les études de gestion des eaux souterraines, cette étape est toujours mise en œuvre, il faut constater que cela n'est pas le cas -sauf exception- dans les modélisations conduites pour évaluer des impacts des pollutions de sol sur l'air.

Les difficultés sont à associer à la connaissance et à la représentativité de la situation de référence. En particulier, la représentativité spatio-temporelle des mesures ayant permis l'établissement de cette situation de référence n'est pas toujours assurée (à l'issue de la

réalisation d'une seule campagne de mesure, des incertitudes majeures existent sur cette situation de référence).

Compte tenu des simplifications faites et des choix réalisés, la comparaison entre le résultat d'une modélisation intégrée et les mesures ne peut être concordante que si les conditions aux limites et paramètres retenus sont représentatifs de la situation lors des mesures de concentration. La **question temporelle** essentielle pour le calage des modèles n'est généralement pas ou trop peu abordée dans les études. Ces constats contribuent à la défiance des maîtres d'ouvrage et des techniciens envers ces outils de modélisation.

Verrous concernant les modélisations

Les verrous identifiés des modélisations s'articulent autour des constats présentés ci-dessus. Ils sont d'ordres scientifiques et techniques d'une part et méthodologiques d'autre part.

- **Verrous scientifiques et techniques**

Ils concernent en premier lieu la **définition d'une source de pollution pour la modélisation**. Une source peut être constituée soit de phase organique, d'une phase uniquement adsorbée (cas de remblais vieillis où la phase organique n'est plus présente) ou d'une phase dissoute dans la nappe (cas d'un panache dissous). Toute la difficulté consiste alors à traduire cela en termes de concentration dans les gaz des sols. En effet, les transferts entre la phase organique, la phase dissoute ou la phase adsorbée et les gaz du sol ne sont pas nécessairement à l'équilibre à l'échelle de la maille élémentaire du modèle ou du pas de prélèvement, et les cinétiques de transfert entre phases sont difficiles à appréhender (peu de recherches ont été menées sur ce sujet pour les échanges vers les gaz des sols), citons néanmoins le projet CIDISIR (Côme et al. 2005) dans lequel ces phénomènes dit de « non équilibre local » ont été étudiés pour des échanges phase organique – eau.

L'interface entre le sol et le bâtiment est fortement hétérogène et difficile à caractériser. Outre, la diversité des soubassements, les dalles béton présentent des hétérogénéités très variées (fissures de séchage ou vieillissement, fissures de retrait au niveau des joints de dilatation etc..) qui jouent un rôle important dans les transferts. Or l'ensemble des phénomènes de transferts (diffusion, sorption, convection) des pollutions par COV dans les dalles béton n'ont que très peu été étudiés (travaux quasi inexistantes sur la diffusion et la sorption des COV sur les bétons). Concernant l'aspect convectif des transferts, de nombreux travaux existent visant à la simplification de ces transferts dans les modèles intégrés (modèle 2) par analogie thermique. Cependant la validation de ces outils par la confrontation à des mesures reste à l'heure actuelle fragmentaire nécessitant son approfondissement.

Les outils actuellement utilisés pour la modélisation des transferts de COV depuis les sols vers l'air intérieur reposent sur des hypothèses simplificatrices. Ainsi, malgré les efforts récents pour adapter les outils analytiques à des configurations de bâtiment variées (Bakker et al. 2008), les modèles intégrés disponibles restent encore limités pour modéliser des situations complexes (pas de prise en compte des spécificités du site en 3 dimensions, représentation spécifique à chaque modèle des chemins préférentiels (fissures de retrait ou fissures uniformément réparties, ...). Par ailleurs, en dehors des outils multiphysiques (modèle 7, voir Tableau 3), difficiles à mettre en œuvre et restant du domaine de la R&D, il n'existe pas d'outils numériques intégrés pour décrire les transferts de COV depuis le sol vers l'air intérieur.

- **Les verrous d'ordre méthodologique**

Les guides méthodologiques pour la modélisation des transferts vers l'air intérieur reposent à notre connaissance uniquement sur l'application des modèles intégrés (modèle 2). Ce faisant, une part importante des étapes de modélisation ne sont traitées que de manière orientée. Ainsi la clarification des objectifs, des enjeux, des étapes de modélisation, l'identification de l'intérêt et des limites des différents modèles, l'origine des paramètres et variables ainsi que leur poids dans l'évaluation sont des points clés pour sécuriser les prestations de modélisation et répondre à la défiance des techniciens et des maîtres d'ouvrage. Sont en particulier à mentionner :

- ✓ la **représentativité temporelle** des modélisations conduites qui reste incertaine. Si le principe de la modélisation en régime permanent semble adaptée à la prédiction

d'expositions moyennes pour des populations présente 24h/24h et durant des périodes relativement longues, la pertinence des données d'entrées (concentrations, paramètres...) est discutable. Ce verrou concernant la temporalité est également identifié lors de la comparaison des modélisations en régime permanent à des mesures ponctuelles de situations existantes, celles-ci étant considérées comme des situations de référence.

- ✓ la **schématisation du milieu souterrain** vis-à-vis de la perméabilité au gaz et de la saturation en eau qui est souvent insuffisante. En effet, ces paramètres, variables dans l'espace (hétérogénéités lithologiques) et dans le temps (fonction de la pluviométrie) peuvent influencer de manière complexe les transferts dans les sols et jouer un rôle majeur dans les estimations de flux vers l'air. Ce verrou apparaît également dans l'interprétation des mesures.
- ✓ la **schématisation de l'air intérieur**. De fortes hétérogénéités dans la répartition des COV peuvent apparaître dans les bâtiments de grand volume, à plusieurs pièces, à étages ou présentant des soubassements hétérogènes. Ainsi, la considération d'une seule zone homogène est discutable.

1.5. OUTILS EN FONCTION DE L'OBJECTIF

Les multiples outils de diagnostic ou de modélisation sont nécessaires à l'évaluation de la migration de la pollution des sols vers l'air et à la gestion de la qualité de l'air associée.

Le lecteur trouvera à travers le guide l'ensemble des éléments permettant de réaliser les choix appropriés à sa situation, les points clés et les limites des approches pouvant être retenues ainsi que les recommandations pour le dimensionnement et la mise en œuvre de ces outils et l'interprétation des mesures et modélisations réalisées. Ces outils sont décrits en détail dans le guide spécifiquement dans les chapitres dédiés comme présenté en Figure 4.

De manière synthétique, pour l'air intérieur, la mise en œuvre de ces outils et leurs interactions sont synthétisées dans les figures 8 pages 41 à 44, lesquelles présentent les 3 situations principales suivantes:

(A) le cas d'un bâtiment existant

(B) **le cas de bâtiments futurs sur un site pour lequel le projet d'aménagement n'est pas encore précisé** (absence de plan masse et a fortiori de caractéristiques des bâtiments). Dans ce cas, les études viseront à apprécier la nécessité éventuelle de mesures de gestion et à les choisir (elles ne sont ici pas mises en œuvre).

(C) **le cas de bâtiments futurs sur un site où une dépollution des sources concentrées a déjà été mise en œuvre en lien avec le projet d'aménagement**. Dans ce cas, les études viseront à évaluer les impacts de la pollution résiduelle des sols puis à choisir et mettre en œuvre les éventuelles mesures de gestion.

La première différence entre les figures 8-(B) et 8-(C) concerne l'état de pollution au début du processus : dans le cas B, il est considéré que la pollution n'a pas fait l'objet de traitement particulier tandis que dans le cas C, un premier traitement a pu être réalisé préalablement. Une autre différence entre ces deux figures concerne les mesures de gestion : en l'absence de projet d'aménagement (cas B), celles-ci seront étudiées mais ne seront pas nécessairement mises en œuvre tandis qu'en présence d'un projet d'aménagement (cas C), celles-ci seront mises en œuvre. Il convient de noter qu'il peut exister des situations pour lesquelles un aménagement détaillé est prévu sur un site où une pollution concentrée est présente. Dans ce cas, le processus suivi est une combinaison des figures 8-B et 8-C.

Les interactions entre les outils de diagnostic (en bleu sur les figures 8) et de modélisation (en orange sur les figures 8) sont identifiées à chacune des phases où la mise en œuvre de modélisations prédictives nécessite la réalisation de diagnostics spécifiques et inversement où la mise en œuvre de diagnostics approfondis reposent sur la modélisation interprétative des diagnostics précédents. L'explicitation de ces figures 8 est présentée ci-après.

• La mise en évidence d'un transfert

<p>Figure 8-A Cas d'un bâtiment existant</p>	<p>Figure 8-B Cas d'un site ayant vocation à être bâti (absence de projet précis d'aménagement)</p>	<p>Figure 8-C Cas d'un site allant être bâti (plan et caractéristiques d'aménagement connues)</p>
<p>Après mesure des concentrations dans l'air intérieur, l'établissement du lien de causalité avec les mesures dans les gaz des sols peut être appuyé par la comparaison aux facteurs d'atténuation de la littérature (modèle 1).</p> <p>En cas d'incertitudes associées à l'hétérogénéité des sols (en termes de lithologie ou de concentration) ou du soubassement, des mesures complémentaires ciblées (par exemple de concentrations en intérieur au droit des entrées préférentielles ou dans les gaz des sols sous dalle ou encore des mesures de perméabilité des sols) pourront être réalisées.</p> <p>Elles seront interprétées à l'aide d'un modèle analytique 1D (modèle 2) reprenant les paramètres mesurés.</p>	<p>Les mesures dans les gaz du sol sont les conditions d'entrée d'une modélisation analytique 1D (modèle 2). Des mesures de flux peuvent permettre de caler le flux diffusif calculé par ces modèles.</p> <p>En cas d'incertitudes sur l'existence d'un transfert significatif, les mesures des paramètres physiques du sol (en particulier la perméabilité) ou des dalles futures et des mesures complémentaires de concentrations ou de flux pourront être nécessaires afin de statuer sur ce transfert.</p>	

• L'évaluation des expositions

<p>Figure 8-A Cas d'un bâtiment existant</p>	<p>Figure 8-B Cas d'un site ayant vocation à être bâti (absence de projet précis d'aménagement)</p>	<p>Figure 8-C Cas d'un site allant être bâti (plan et caractéristiques d'aménagement connues)</p>
<p>Les mesures de concentrations dans l'air intérieur sont dimensionnées pour évaluer cette exposition. Elles sont interprétées au regard des valeurs de référence (voir annexe 4) dans une démarche d'IEM.</p> <p>La modélisation analytique simplifiée 1D (modèle 2) peut constituer une aide à l'interprétation des mesures si les paramètres spécifiques au site sont connus, en particulier en cas de doute sur la représentativité spatiale et temporelle des mesures.</p> <p>Si les risques sont incertains, soit des mesures simples de gestion sont mises en œuvre en ayant identifié au préalable les vecteurs de transferts, soit des diagnostics complémentaires sont réalisés afin de préciser ces risques. Dans ce cas, leur interprétation peut nécessiter le recours à des modèles spécifiques afin d'intégrer les hétérogénéités des sols (lithologie et concentrations) et des soubassements → modèle 5, ou les hétérogénéités dans l'air intérieur, qu'elles soient spatiales → modèles 3 et 4 ou temporelles → modèle 4.</p>	<p>En l'absence de projet d'aménagement, les expositions ne sont pas évaluées.</p> <p>La phase suivant celle de l'évaluation des transferts est celle de l'étude technique pour le dimensionnement des mesures de gestion et du bilan coût-avantage associé.</p>	<p>Les mesures résiduelles dans les gaz du sol sont les conditions d'entrée d'une modélisation prédictive.</p> <p>De prime abord, la modélisation analytique 1D sera mise en œuvre (modèle 2).</p> <p>Cependant, la complexité du site ou des aménagements intérieurs pourra nécessiter le recours à des modèles spécifiques afin d'intégrer les hétérogénéités des sols (lithologie et concentrations) et des soubassements → modèle 5, ou les hétérogénéités dans l'air intérieur, qu'elles soient spatiales → modèles 3 et 4 ou temporelles → modèle 4.</p>

• **L'étude des mesures de gestion**

<p>Figure 8-A Cas d'un bâtiment existant</p>	<p>Figure 8-B Cas d'un site ayant vocation à être bâti (absence de projet précis d'aménagement)</p>	<p>Figure 8-C Cas d'un site allant être bâti (plan et caractéristiques d'aménagement connues)</p>
<p>Les mesures de gestion peuvent porter sur le traitement de la source, la diminution des transferts dans les sols ou à travers le soubassement en place (ventilation du vide sanitaire, dépressurisation sous dalle, mise en place d'une étanchéité,...) et/ou la diminution des concentrations dans l'air.</p> <p>Les diagnostics éventuels à ce stade doivent permettre d'évaluer la faisabilité et l'efficacité de telles mesures de gestion. Par exemple pour la limitation des transferts, les diagnostics peuvent porter sur la caractérisation des sols (perméabilité, diffusivité...), la localisation des passages préférentiels vers l'air intérieur, les systèmes de ventilation, etc. A ce stade, pour la dépollution, un pilote pour la technique envisagée pourra être mis en œuvre.</p> <p>La modélisation à ce stade évaluera l'efficacité des mesures de gestion envisagées et pourra éventuellement permettre de définir les objectifs chiffrés du traitement.</p>	<p>Les mesures de gestion peuvent porter sur le traitement de la source, la diminution des transferts dans les sols ou des modes constructifs particuliers pour les futurs aménagements (vide sanitaire ventilé, dépressurisation sous dalle, mise en place d'une étanchéité,...). Il est à noter que la modification du plan d'aménagement peut également parfois être envisagée si une carte de contrainte associée au potentiel de migration de la pollution vers l'air intérieur a été établie suffisamment en amont.</p> <p>Les diagnostics doivent à ce stade permettre d'évaluer la faisabilité et l'efficacité des mesures de gestion. Ils peuvent concerner par exemple pour la dépollution la réalisation de pilotes, pour la limitation des transferts les diagnostics sur la caractérisation des sols ou de la future dalle.</p> <p>La modélisation évaluera l'impact futur de l'éventuelle pollution résiduelle. Par ailleurs, en cas de dépollution, elle pourra également permettre de définir les seuils de dépollution.</p>	
<p>la complexité du site ou des aménagements intérieurs détermine le type de modèle à mettre en œuvre, un modèle simplifié analytique 1D (modèle 2) ou des modèles spécifiques afin d'intégrer les hétérogénéités des sols (lithologie et concentrations) et des soubassements → modèle 5, ou les hétérogénéités dans l'air intérieur, qu'elles soient spatiales → modèles 3 et 4 ou temporelles → modèle 4</p>		

• **La mise en œuvre des mesures de gestion**

<p>Figure 8-A Cas d'un bâtiment existant</p>	<p>Figure 8-B Cas d'un site ayant vocation à être bâti (absence de projet précis d'aménagement)</p>	<p>Figure 8-C Cas d'un site allant être bâti (plan et caractéristiques d'aménagement connues)</p>
<p>Après la mise en œuvre des mesures de gestion, la vérification de l'atteinte des objectifs est réalisée à partir de mesures (concentrations ou flux) dans l'air intérieur mais également si le traitement porte sur la source, dans les gaz des sols. L'interprétation des mesures de vérification peut être aidée par la simulation de la situation mesurée avec les modèles précédemment employés.</p>	<p>Pouvant être mises en œuvre ultérieurement, les mesures de gestion ne sont pas incluses dans le schéma.</p> <p>Si elles étaient mises en œuvre, la figure 8-C s'appliquerait.</p>	<p>Après la mise en œuvre des mesures de gestion, la vérification de l'atteinte des objectifs est réalisée à partir de mesures de concentrations dans les gaz des sols ou de flux vers l'air intérieur ou encore de concentrations dans l'air intérieur une fois l'aménagement construit.</p> <p>Une attention particulière dans ce dernier cas sera portée au fait que la qualité de l'air intérieur peut être significativement impacté par les matériaux de construction ou d'aménagement.</p> <p>L'interprétation des mesures de vérification peut être aidée par la simulation de la situation mesurée avec les modèles précédemment employés.</p>

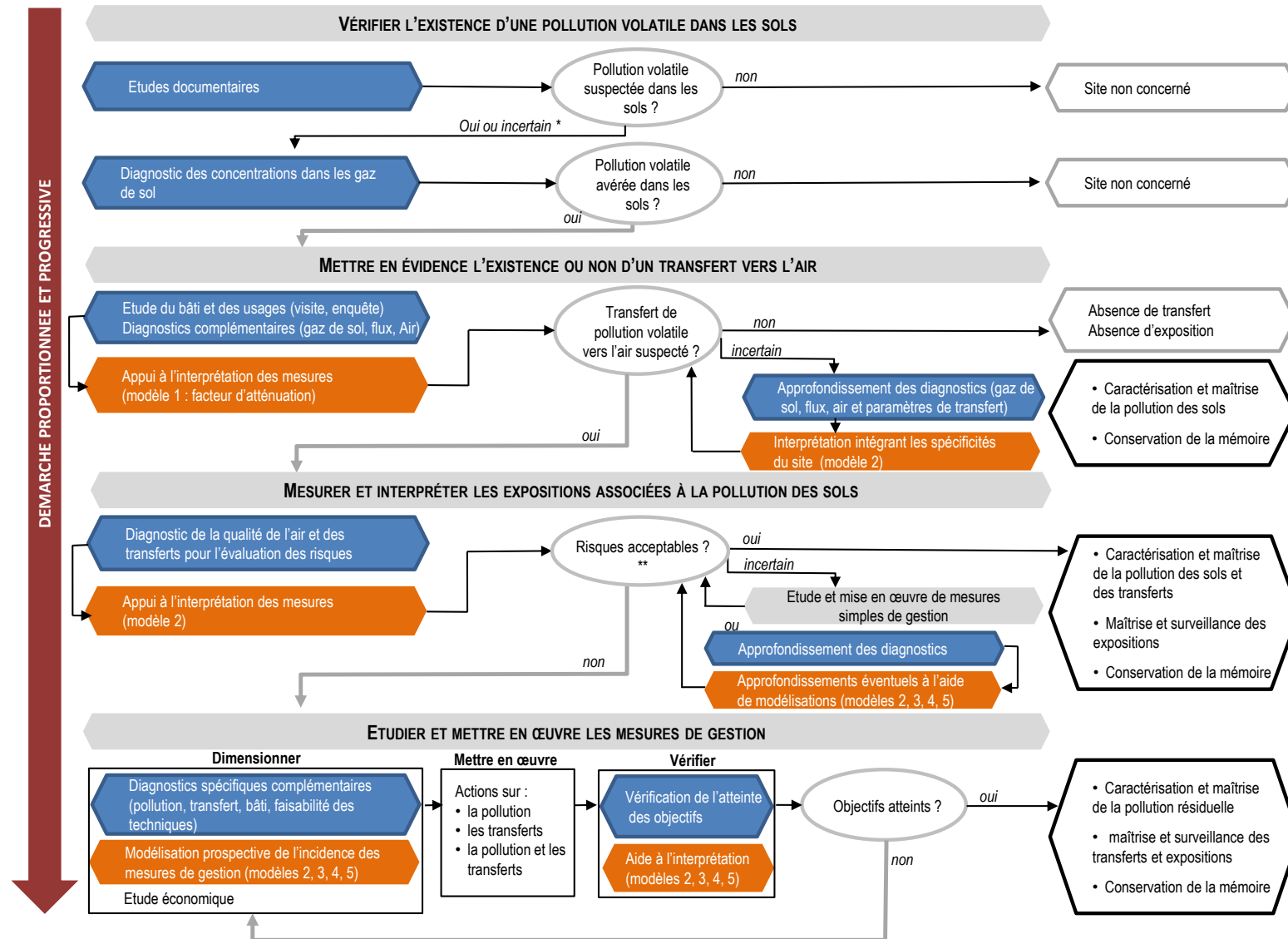


FIGURE 8-(A) : ORGANISATION PROGRESSIVE ET PROPORTIONNÉE DES MESURES ET DES MODELISATIONS – BATIMENT EXISTANT

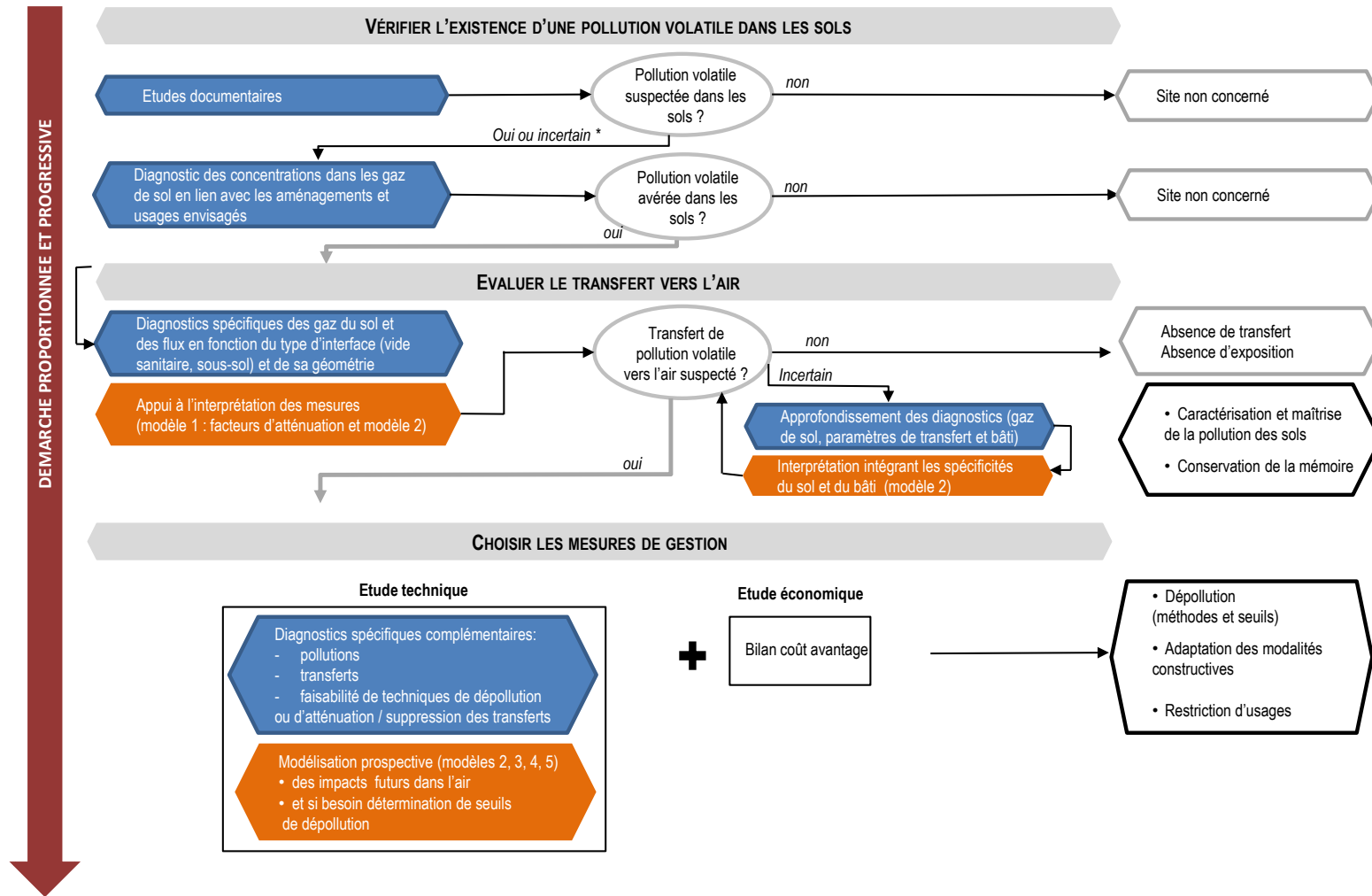


FIGURE 8-(B) : ORGANISATION PROGRESSIVE ET PROPORTIONNEE DES MESURES ET DES MODELISATIONS – BATIMENT FUTUR EN L'ABSENCE DE PROJET D'AMENAGEMENT : CHOIX DES MESURES DE GESTION

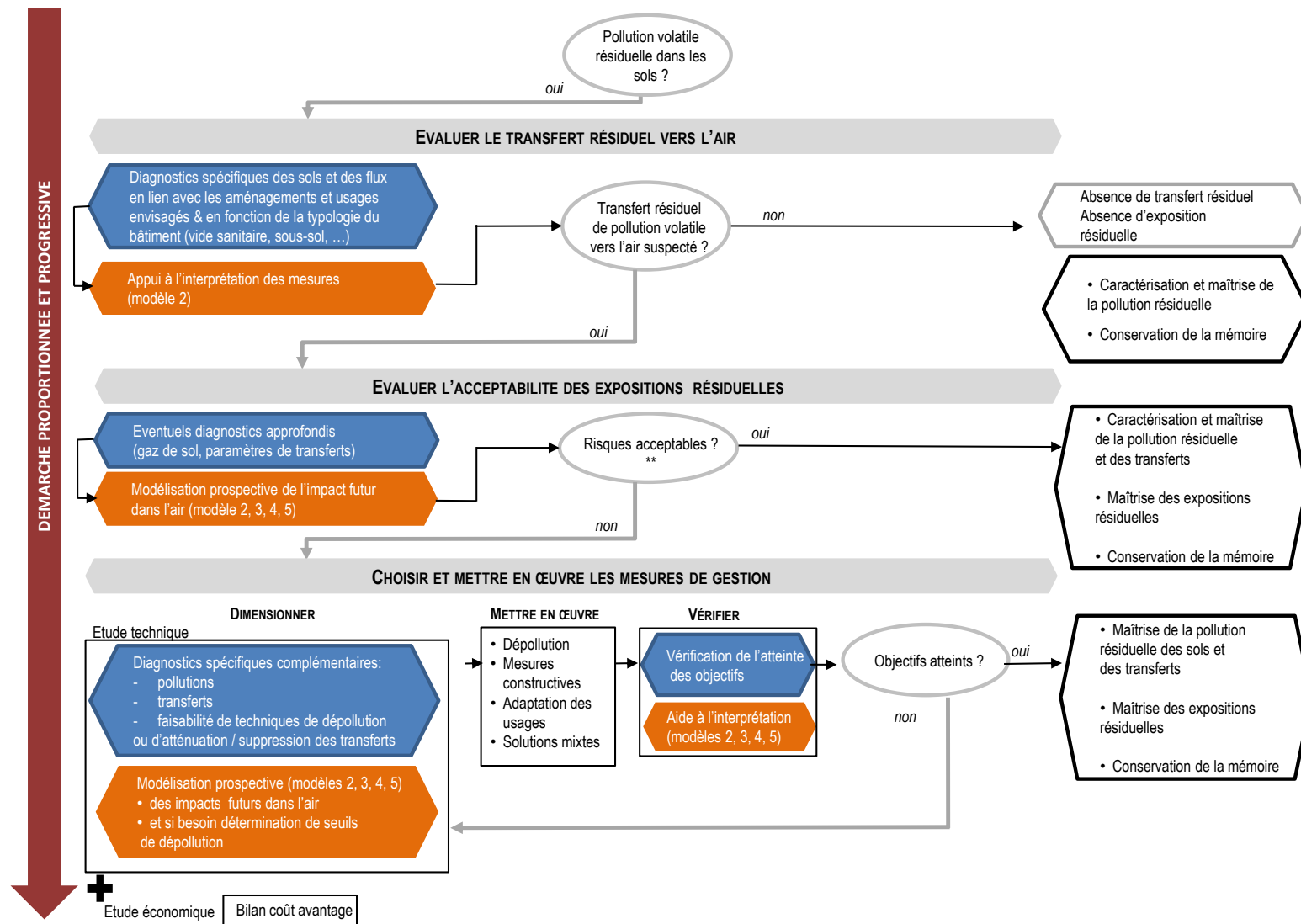


FIGURE 8-(c) : ORGANISATION PROGRESSIVE ET PROPORTIONNEE DES MESURES ET DES MODELISATIONS – BATIMENT FUTUR AVEC PROJET D'AMENAGEMENT APRES UNE PREMIERE PHASE DE DEPOLLUTION DES SOURCES ET ZONES FORTEMENT CONCENTREES***

**LEGENDE ET COMMENTAIRES DES FIGURES 8-(A,B,C)**

* Des incertitudes peuvent subsister si les études documentaires sont jugées insuffisantes

** La notion d'acceptabilité des risques n'est pas abordée dans le présent guide. Se référer aux documents méthodologiques du ministère en charge de l'environnement et en particulier les circulaires de janvier 2007

*** Préalablement à la connaissance du projet d'aménagement, les sources de pollutions et zones fortement concentrées du site ont pu être traitées sur la base d'une étude technico-économique (bilan coûts-avantage)

DIAGNOSTICS

- Etudes documentaires
- Mesures de concentrations (sols, eaux, gaz des sols, flux, air intérieur),
- Mesure des paramètres physiques du transfert
- Étude des conditions de transferts (visites de site, mesures spécifiques)
- Mesure et étude des conditions météorologiques

MODELE

Outils de modélisation

- Modèle 1 : interprétation empirique des mesures (facteurs d'atténuation)
- Modèle 2 : solutions analytiques intégrales : Johnson et Ettinger (1991), Waitz et al. (1996), Bakker et al. (2008).
- Modèle 3,4,5 : couplages de modèles



1.6. BIBLIOGRAPHIE

Réglementation

- Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation
- Arrêté du 5 décembre 2012 modifiant l'arrêté du 31 août 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2345 relative à l'utilisation de solvants pour le nettoyage à sec et le traitement des textiles ou des vêtements
- Arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public (J.O n° 185 du 11 août 2004 page 14359 - texte n° 25)
- Circulaire du 8 février 2007. Installations classées. Prévention de la pollution des sols – Gestion des sols pollués. Guide relatif aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. 18pp.
- Circulaire du 4 mai 2010 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents [NOR: DEVP1010635C]
- Circulaire du 17 décembre 2012 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents -Deuxième vague de diagnostics [NOR: DEVP1238100C]
- Circulaire du 16 août 2013 relative aux installations de nettoyage à sec visées par la rubrique 2345 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement
- Décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement.
- Décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants
- Décret n°2011-1728 du 2 décembre 2011 relatif à la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public. JORF n°0281 du 4 décembre 2011
- Décret n°2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène. JORF n°0281 du 4 décembre 2011
- Décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public. JORF n°0005 du 6 janvier 2012
- Directive n° 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe
- Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement
- Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement
- Note ministérielle du 8 février 2007. Sites et sols pollués - Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués du 8 février 2007 et ses annexes

Hors réglementation

- ACUF (2010) Les friches, cœur du renouveau urbain - Les communautés urbaines face aux friches : état des lieux et cadre pour agir, ACUF, Caisse d'Épargne, 2010.
- AFNOR (2006) NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006 (en cours de révision)
- AFNOR (2011) Norme NF X 31-620 :2011. Qualité du sol – prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Révision de juin 2011

- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F. (2006). Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 137 p
- Côme J.M., Quintard M., Schäfer G., Mosé R., Delaplace P., Haeseler F. (2006). Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 182 p.
<http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51391&p1=00&p2=11&ref=17597>
- Côme J.M., Burghoffer P., Danquigny C., Emonet-Gauthier A., Getto D., Haeseler F., Kaskassian S., Le Roux F., Quintard M., Razakarisoa O., Schaefer G. (2005). CIDISIR, Quantification des cinétiques de dissolution sur sites réels - hydrocarbures pétroliers et dérivés halogénés -, Guide méthodologique, Programme R&D RITEAU/Ministère de la Recherche, 72 p. <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsModelisation.asp#CIDISIR>
- DGRP (2012). Le point sur la dépense de réhabilitation des sites et sols pollués en France. Observation et statistiques. Environnement. N°142. Septembre 2012. 4 pp
- DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Final VIG, October 2011.
- IFEN (2007) les indicateurs globaux d'environnement et de développement durable. Synthèse des travaux réalisés pour le séminaire du conseil scientifique de l'ifen du 25 juin 2007 et compte rendu. N°11. Janvier 2008. 48 pp
- INERIS (2010) Caractérisation de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles, DRC-10-109454-02386B
- INERIS (2013). Mode opératoire – apports et limitations de l'analyse des gaz du sol. Projet ATTENA – phase 2. Janvier 2013 (draft-V2) INERIS (O. Bour) pour le compte de l'ADEME
- INRS (2012) Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Aide mémoire technique. ED 984.
<http://www.inrs.fr/accueil/produits/mediatheque/doc/publications.html?refINRS=ED%20984>
- INVS (2010). Guide de gestion de la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant du public. Direction générale de la santé. France
- ITRC (2007). Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). January, 2007
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, Environmental Science & Technology 25:1445-1452
- MATE, BRGM, INERIS (2000). Gestion des sites pollués: Diagnostic approfondi – Evaluations détaillées des risques - version 0, juin 2000 (BRGM Editions) – guide obsolète
- PNSE 2 (2009-2013). Santé Environnement. 2^{ème} plan national 2009>2013. Des actions concrètes pour la prévention des risques sanitaires liés à l'environnement. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, Ministère de la santé et des sports, Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche, Ministère du travail, des relations sociales, de la famille, de la solidarité et de la ville. 19 pp+ annexes
- Santé Canada (2010) Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part VII: Guidance For Soil Vapour Intrusion Assessment At Contaminated Sites ISBN: 978-1-100-17674-1
- TRNEE (2003). Réhabiliter le passé, Construire l'avenir : une stratégie nationale des sites urbains contaminés réhabilitables pour le Canada. Chiffres provenant d'une étude américaine réalisée en 2001, citée dans « A Preliminary Investigation », 2002 de Regional Analytics Inc.
- US EPA – OSWER (2013 draft) Final Guidance for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface sources to indoor air (external review draft, avril 2013)



Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA (1996) The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven report no. 715810014

Sites internet

AASQA : <http://www.lcsqa.org/aasqa>

BASOL : Base de données sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif <http://basol.environnement.gouv.fr>

BASIAS : Inventaire historique de Sites Industriels et Activités de Service <http://basias.brgm.fr>

LCSQA : <http://www.lcsqa.org/>

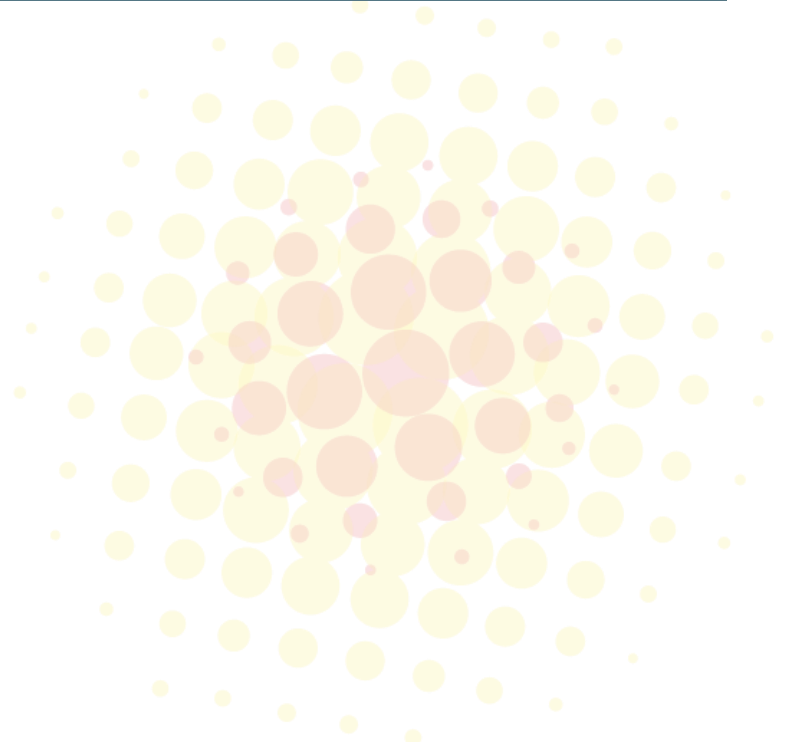
MEDDE : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Sites-et-sols-pollues-.html>



crédit photo LHYGES

CHAPITRE 2

MECANISMES DE TRANSPORT



2. MECANISMES DE TRANSPORT

Dans ce chapitre, nous nous intéressons aux processus liés au transfert de composés organiques volatils (COV) présents dans la phase gazeuse des systèmes multiphasiques. Ces transferts se produisent notamment dans la zone non saturée des sols et aux interfaces sol/air extérieur, sol/fondation du bâtiment/air intérieur, sous l'effet de processus naturels ou d'activités humaines, comme par exemple le chauffage du bâtiment.

Préalablement à la présentation des mécanismes par compartiment, sont repris ci-dessous les équations de transport applicables aux différents milieux poreux concernant le transport convectif, dispersif et diffusif.

Transport convectif

Partons du transport convectif des COV décrit par le vecteur de la densité de flux convectif \mathbf{J}_{conv} [$MT^{-1}L^{-2}$] traversant le milieu poreux :



$$\mathbf{J}_{conv} = \mathbf{V}C_a \quad (1)$$

où \mathbf{V} [LT^{-1}] est le vecteur de vitesse macroscopique appelé par la suite vecteur de vitesse de filtration et C_a [ML^{-3}] correspond à la concentration du COV dans le mélange gazeux (COV/air).

Le transport des composés volatils dans la phase gazeuse ne se fait pas exclusivement par convection due à l'écoulement de l'air dans le sol ou à travers une dalle de béton perméable. En effet, quand l'air est entraîné par convection, à l'échelle du réseau poral la diversité de la taille des pores crée des hétérogénéités spatiales des vitesses, et des déviations locales : ce qui est appelé dispersion cinématique.

Transport diffusif

Même dans des contextes où la phase gazeuse est immobile, il peut y avoir migration de composés volatils par diffusion due à des gradients de concentration présents dans la phase gazeuse du sol ou au niveau des interfaces sol ou dalle /air atmosphérique. Dans le cas où les fractions massiques des divers COV présents dans le mélange gazeux sont faibles, le vecteur de la densité de flux diffusif \mathbf{J}_{diff} [$MT^{-1}L^{-2}$] est généralement décrit par la 1ère loi de Fick :



$$\mathbf{J}_{diff} = -\theta_a \tau D \nabla C_a \equiv -D_{eff} \nabla C_a \quad (2)$$

où θ_a [-], τ [-] et D [L^2T^{-1}] correspondent à la teneur en gaz [-], à la tortuosité du milieu poreux¹³ et au coefficient de diffusion moléculaire binaire du COV dans l'air libre. ∇ est le vecteur Nabla et D_{eff} [LT^{-2}] est le coefficient de diffusion effectif du COV dans le milieu poreux caractérisant les transferts par diffusion à l'échelle macroscopique. Il est défini comme suit :



$$D_{eff} = \theta_a \tau D \quad (3)$$

Le phénomène de thermodiffusion (ou effet Soret [1880]) peut également influencer le transport des polluants. Ce phénomène traduit le fait qu'un gradient de température engendre un gradient de concentration et provoque ainsi un flux de matière appelé flux thermodiffusif. Dans le contexte de la qualité de l'air intérieur et extérieur, ce flux de vapeur peut également contribuer au transfert de COV.

¹³ Dans la littérature, la définition de tortuosité est souvent trouvée comme l'inverse de celle adoptée ici

Prédominance du flux convectif ou diffusif

Les transferts par convection et par diffusion ne sont pas forcément de même amplitude. Le rapport des deux est caractérisé par une grandeur adimensionnelle, le nombre de Péclet (Pe) :



$$Pe = \frac{L \frac{V}{\theta_a}}{D_{eff}} \quad (4)$$

où L est une longueur caractéristique à l'échelle du pore du milieu poreux dans le sens du transfert, associée à un volume élémentaire représentatif (VER) du milieu poreux, (V/θ_a) et D_{eff} représentent respectivement la vitesse interstitielle moyenne et le coefficient de diffusion effectif à l'échelle du VER.

Si le nombre de Péclet est grand devant 1, la convection est le phénomène dominant le transfert et le transfert de masse du COV par dispersion cinématique doit être pris en compte dans le calcul de flux de vapeur. S'il est petit devant 1, c'est la diffusion qui domine et le transfert par convection devient négligeable.

Echanges entre phases et réactions biochimiques

Dans un système multiphasique, les transferts de COV en zone non saturée sont fortement conditionnés par les échanges entre les phases eau, solide, gaz et phase organique. Ils sont décrits au § 2.1.5.

A ces réactions hétérogènes peuvent s'ajouter des réactions homogènes, telles que les réactions biochimiques dans la phase aqueuse. A la différence de la convection, diffusion et dispersion, les réactions biochimiques sont des mécanismes destructifs (irréversibles). Les réactions auxquelles sont soumis les COV sont complexes et dépendent fortement de la nature des composés considérés et des conditions générales du milieu (température, présence d'oxygène...).

Pour les chloroéthylènes par exemple, les réactions abiotiques sont négligeables en comparaison avec les réactions de biodégradation. Il est important de noter que la biodégradation se fait majoritairement dans la phase aqueuse. La prise en compte de ce processus est néanmoins judicieuse pour la description des transferts en zone non saturée où la phase aqueuse est à saturation résiduelle voire supérieure. Ces aspects ne sont pas traités dans le présent guide, pour de plus amples détails se référer au guide méthodologique MACAOH (Côme et al., 2006).

2.1. TRANSPORT DE COV GAZEUX EN ZONE NON SATURÉE

En négligeant la dégradation des composés organiques volatils (COV) dans la zone non saturée de l'aquifère poreux, cinq mécanismes de transport doivent être considérés, ils sont présentés successivement dans les § ci-dessous, il s'agit du transport :

- par diffusion moléculaire,
- par convection,
- dispersif,
- induit par l'évaporation de l'eau.

Enfin, sont présentés les échanges entre phases.

2.1.1. Transport diffusif dans les gaz du sol

A partir des concentrations de vapeurs de composés organiques volatils (COV) en zone non saturée (concentrations mesurées dans les gaz du sol), et en supposant que le régime de transport est stationnaire, la méthode de calcul semi analytique permet de quantifier le flux vertical diffusif $J_{diff,z}$ [$ML^{-2}T^{-1}$] sur la base de la première loi de Fick (Jellali et al., 2003 ; Dridi et Schäfer, 2006) :



$$J_{diff,z} = -\theta_a \tau D \frac{\partial C_a}{\partial z} \equiv -D_{eff} \frac{\partial C_a}{\partial z} \approx \tilde{D}_{eff} \frac{C_{a1} - C_{a2}}{z_2 - z_1} \quad (5)$$

où C_{a1} et C_{a2} [ML^{-3}] correspondent aux concentrations du COHV dans le mélange gazeux mesurées à la cote z_1 [L] et z_2 [L], et \tilde{D}_{eff} [L^2T^{-1}] représente le coefficient de diffusion effectif moyen représentatif du milieu compris entre les deux points de mesure situés sur une même verticale ; la cote z étant dirigée vers le haut.

Notons que l'hypothèse de Fick et la quantification du coefficient de diffusion effective sur la base d'un coefficient de diffusion binaire ne sont pas toujours vérifiées notamment dans le cas d'un système multicomposant (Quintard et al., 2006).

NB : Transport diffusif des COV dans l'eau du sol

En supposant un transfert de masse entre les phases aqueuses et gazeuses (équilibre thermodynamique instantané ou non), le COV se trouve en zone non saturée à la fois dans l'eau du sol et dans l'air du sol. En règle générale, le coefficient de diffusion dans l'eau du sol est environ 10^4 fois plus petit que celui dans l'air du sol. C'est pour cette raison que le transport diffusif du COV dissous est négligeable par rapport à celui qui a lieu dans l'air du sol.

2.1.2. Transport convectif dans les gaz du sol

Des phénomènes de convection dans l'air du sol peuvent être engendrés par des variations de gradient de pression motrice et de masse volumique. La pression motrice p_g est définie par :



$$p_g = p_a + \rho_a g z \quad (6)$$

où p_a et ρ_a représentent la pression et la masse volumique du mélange gazeux (COV-air).

Les gradients de pression motrice p_g peuvent être dus (Pankow and Cherry, 1996) :

- à la variation de la pression atmosphérique,
- à la volatilisation du composé liquide dans la zone source,
- à l'injection et/ou l'extraction de gaz,
- au mouvement de l'eau dans la zone non saturée dû à l'infiltration /l'extraction de l'eau et au battement du toit de la nappe d'eau souterraine.

La masse volumique du mélange gazeux ρ_a peut être exprimée par (Thomson et al., 1997 ; Cotel , 2008 ; Cotel et al., 2011) :



$$\rho_a = C_a \left(1 - \frac{M_{air}}{M_{COV}}\right) + \rho_{air} \quad (7)$$

où M_{air} et ρ_{air} représentent la masse molaire et la masse volumique de l'air du sol non chargé, [$Mmol^{-1}$], M_{COV} [$Mmol^{-1}$] correspond à la masse molaire du COV et C_a la concentration du COV dans l'air du sol.

Des gradients de masse volumique importants apparaissent notamment dans le panache de vapeurs de composés organo-halogénés volatils (COHV) (par exemple : Sleep and Sykes, 1989 ; Mendoza and Frind, 1990; Arands et al, 1997) ainsi qu'en limite de panache.

En utilisant la formulation usuelle, dite de Darcy généralisée (Muskat, 1937) pour décrire la vitesse de filtration de la phase gazeuse, la composante verticale du flux convectif de vapeur $J_{conv,z}$ [$ML^{-2}T^{-1}$] peut être quantifiée par :



$$J_{conv,z} = V_z C_a = -\frac{k k_{ra}}{\mu_a} \left[\frac{\partial p_a}{\partial z} + \rho_a g \right] C_a \quad (8)$$

où V_z [LT^{-1}] à la composante verticale de la vitesse de filtration du mélange gazeux, k [L^2], k_{ra} [-], ρ_a [ML^{-3}], μ_a [$ML^{-1}T^{-1}$], p_a [$ML^{-1}T^{-2}$] et C_a [M/L^3] représentent la perméabilité intrinsèque du milieu poreux, la perméabilité relative, la masse volumique, le coefficient de viscosité dynamique, la pression du mélange gazeux au point de mesure et la concentration du COV dans l'air du sol.

Le coefficient de viscosité dynamique du mélange gazeux μ_0 peut être quantifié à partir des coefficients de viscosité dynamique de l'air et du composé organique, et leurs masses molaires et fractions molaires en utilisant la relation de Wilke (1950) proposée pour un mélange binaire (air/COV).

2.1.3. Transport dispersif dans les gaz du sol

En utilisant une approche de type Fick, la composante verticale du flux dispersif $F_{disp,z}$ [$M L^{-3}$] peut être exprimé par :



$$F_{disp,z} = -\alpha_L |V_z| \frac{\partial C_a}{\partial z} \quad (9)$$

Où α_L [L] représente la dispersivité longitudinale du milieu poreux.

Les mécanismes de diffusion et de dispersion cinématique peuvent être regroupés sous le terme de « dispersion hydrodynamique », ou tout simplement dispersion. Dans le cas d'un milieu isotrope et d'un écoulement monodimensionnel en direction z , le coefficient de dispersion hydrodynamique D_{hyd} [L^2T^{-1}] s'écrit :



$$D_{hyd} = \theta_a \tau D + \alpha_L |V_z|. \quad (10)$$

2.1.4. Transport induit par l'évaporation d'eau

L'évaporation de l'eau à la surface du sol et/ou à l'intérieur du profil de sol implique plusieurs aspects. D'un point de vue mécanique, l'évaporation de l'eau cause une augmentation locale de la pression capillaire (entre les gaz du sol et l'eau du sol) conduisant à un écoulement d'eau (dû au gradient hydraulique) vers la surface du sol ou vers l'endroit où a lieu l'évaporation. Ce flux convectif, même faible à cause des faibles perméabilités relatives à l'eau, est généralement plus important que le flux diffusif du COV dans l'eau.

L'eau chargée en COV dissous sera donc transportée des zones situées en profondeur vers des zones plus proches de la surface du sol. L'eau s'évaporant, le COV se trouve alors dans la phase gazeuse du sol. Par ailleurs, l'évaporation de l'eau ayant lieu à proximité de la surface du sol conduit directement au transport gazeux du COV par diffusion vers l'atmosphère (par l'intermédiaire d'une couche limite de concentration).

Le processus d'évaporation implique simultanément un transport de matière et de chaleur, il nécessite donc une approche de modélisation prenant en compte à la fois la conservation de la masse et la conservation de l'énergie.

2.1.5. Echanges entre phases et réactions biochimiques

Pour la problématique des transferts de COV en zone non saturée, les échanges entre phases à considérer sont les échanges entre les phases eau, solide, gaz et phase organique. Le champ de concentration qui détermine les échanges au sein d'un volume élémentaire représentatif (VER) peut être extrêmement complexe, il dépend en effet des mécanismes de transport (convection-dispersion) au sein des pores et des mécanismes thermodynamiques ou chimiques se produisant à l'interface (réaction chimique, équilibre thermodynamique...).

Tandis que la continuité des concentrations aux interfaces des phases est toujours vérifiée localement (à l'échelle du pore), la présence de forts gradients de concentration à cette échelle conduit à des différences de concentrations en un même point à l'échelle supérieure (échelle de Darcy). Pour décrire ce type de phénomène, on distingue la situation d'équilibre local de la situation de non-équilibre local. Bien que le mécanisme à l'échelle de Darcy n'est pas complètement compris à ce jour, l'approche non équilibre local consiste en général à introduire une cinétique d'échange. A l'échelle porale, les cinétiques d'échanges sont lentes par rapport aux écoulements ce qui induit des concentrations non uniformes et un abaissement des concentrations dans les interstices contribuant à ce non équilibre local. Par ailleurs, à l'échelle du volume poreux prélevé lors des diagnostics dans les gaz du sol, les concentrations mesurées mettent généralement en évidence un écart entre un équilibre à l'échelle des pores et la moyenne des concentrations à l'échelle du volume poreux prélevé (pouvant être lié au non équilibre local ou aux hétérogénéités de localisation de la phase organique ou adsorbée). Sur le site atelier en particulier, au droit de la source, les concentrations mesurées étaient de l'ordre de 1 à 10 % de la concentration d'équilibre (voir annexes 8 et 9-D).

Ne sont présentées ci-dessous que les équations relatives à un équilibre local.

Sorption

Lors de son transport dans le milieu poreux, le composé volatil peut être adsorbé par l'intermédiaire de l'eau sur la matrice solide du fait de forces électrochimiques. En fonction des conditions de l'équilibre chimique (variable ou constante), le composé peut se désorber, on parle alors de phénomène réversible.

L'approche d'équilibre local consiste à décrire le mécanisme d'adsorption avec une isotherme de sorption (équilibre thermodynamique) à l'échelle microscopique et à l'échelle de Darcy. A l'équilibre, la rétention sur la matrice solide du milieu poreux est généralement décrite par l'intermédiaire d'une fonction dépendant de la température, reliant la teneur du composé à la concentration du composé sorbé, appelée « isotherme de sorption ». Les modèles les plus communément employés pour ces isothermes de sorption sont les modèles linéaires, de Freundlich et de Langmuir présentés successivement ci-dessous :



$$C_{s\beta} = K_d C_{w\beta}, \quad C_{s\beta} = K_d C_{w\beta}^n, \quad \text{et} \quad C_{s\beta} = C_{s\beta, \max} \frac{K_d C_{w\beta}}{1 + K_d C_{w\beta}} \quad (11)$$

où $C_{w\beta}$ [ML⁻³] est la concentration massique du composé β dans l'eau (w), $C_{s\beta, \max}$ est la capacité maximale d'adsorption par la matrice solide, $C_{s\beta}$ [MM⁻¹] est la concentration massique du composé adsorbé sur la matrice solide (s), et K_d [L³M⁻¹] est le coefficient de distribution.

De façon pratique, si les mécanismes de sorption peuvent être complexes, les propriétés de sorption sont habituellement évaluées en considérant l'approximation suivante :



$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (12)$$

où f_{oc} [-] est la fraction de carbone organique dans le sol, K_d [L³M⁻¹] est le coefficient de distribution et K_{oc} [L³M⁻¹] est le coefficient de partage carbone organique-eau.

Volatilisation (eau-gaz)

Afin de décrire, dans le cas d'un équilibre local, la volatilisation du constituant β de la phase aqueuse vers la phase gazeuse (et inversement le lessivage du constituant présent dans la phase gazeuse),



une relation linéaire de distribution, appelée loi de Henry, est utilisée par transposition à l'échelle macroscopique de la loi d'équilibre microscopique:

$$C_{a\beta} = H_{\beta} C_{w\beta} \quad (13)$$

où $C_{a\beta}$ [ML⁻³] est la concentration du constituant dans le mélange gazeux, $C_{w\beta}$ [ML⁻³] est la concentration macroscopique du constituant dans l'eau et H_{β} [-] représente la constante de Henry du constituant β .

Volatilisation (phase organique-gaz)

Dans des conditions de faible pression et aux températures modérées retrouvées dans les sols et aquifères, la loi des gaz parfaits peut être utilisée pour décrire les relations entre les différentes propriétés de l'air :

$$pV = nRT \quad , \text{ avec } n = \frac{m}{M} \quad (14)$$

où p [L⁻¹MT⁻²] est la pression de l'air, V [L³] est le volume contenant l'air, n est le nombre de moles d'air, T [K] est la température absolue et R est la constante des gaz parfaits [8.31 Pa×m³/mol/K].

Dans le cas d'un mélange de substances non miscibles, la volatilisation de chaque composé dépend à la fois de leur fraction molaire dans le mélange et de leur pression de vapeur, la loi de Raoult exprime la pression de vapeur à l'équilibre. En première approximation, en supposant que les vapeurs se comportent comme un gaz parfait, l'équilibre entre une « phase gazeuse » et la « phase organique » est décrit par la relation suivante (Smith and van Ness, 1987) :

$$P_{\beta} = x_{o\beta} P_{\beta}^0 \quad (15)$$

avec p_{β} [L⁻¹MT⁻²] la pression de vapeur du constituant β dans le mélange gazeux, $x_{o\beta}$ [-] la fraction molaire du constituant β dans la phase organique, et p_{β}^0 [L⁻¹MT⁻²] la pression de saturation ou tension de vapeur ou pression de vapeur saturante du constituant pur, fonction de la température.

Dans ces conditions, la concentration de vapeur du constituant β , $C_{a\beta}$ [ML⁻³], peut être décrite par :

$$C_{a\beta} = x_{o\beta} P_{\beta}^0 \frac{M_{\beta}}{RT} = x_{o\beta} C_{a\beta}^{sat} \quad (16)$$

où M_{β} et $C_{a\beta}^{sat}$ représentent la masse molaire [Mmol⁻¹] et la concentration de saturation dans la phase gazeuse [ML⁻³] du constituant β . R et T sont la constante des gaz [8.3144 Jmol⁻¹K⁻¹] et la température absolue [K].

Réactions biochimiques

Il ne s'agit pas ici de détailler tous les mécanismes biologiques, le lecteur peut se référer au guide méthodologique MACAOH (Côme et al, 2006a) pour la description des processus liés aux composés organo-chlorés aliphatiques. La description des mécanismes biochimiques est particulièrement ardue car elle implique des bactéries qui se développent en amas (biofilm, microcolonie...) avec des mécanismes complexes de transport diffusif dans les biofilms et des formalismes qui sont encore du domaine de la recherche.

Le modèle le plus couramment utilisé pour décrire les réactions (abiotique ou non) est une cinétique d'ordre 1 soit:

$$R_{w\beta} = \lambda_{\beta} C_{w\beta} \quad (17)$$

où $R_{w\beta}$ présente le terme de réaction biochimique du composé β dans l'eau (w) [ML⁻³T⁻¹], λ_{β} la constante du premier ordre de réaction du composé β dans l'eau [T⁻¹], et $C_{w\beta}$ [ML⁻³] est la concentration macroscopique du constituant dans l'eau.

2.2. TRANSPORT DE COV VERS L'AIR INTERIEUR

2.2.1. Transport en fonction du soubassement

Typologie de soubassement

Le soubassement correspond à la partie inférieure d'un bâtiment prenant appui sur les fondations et sur laquelle repose le bâtiment.

Il existe quatre grandes typologies de soubassements (ou d'interfaces sol/plancher) :

- le dallage sur terre-plein ;
- la dalle sur vide sanitaire ;
- la dalle portée coulée sur terre-plein ;
- le radier.

Le choix d'un type de soubassement dans un procédé constructif est fonction de nombreux paramètres (type de bâtiment, type de sol, habitudes constructives...).

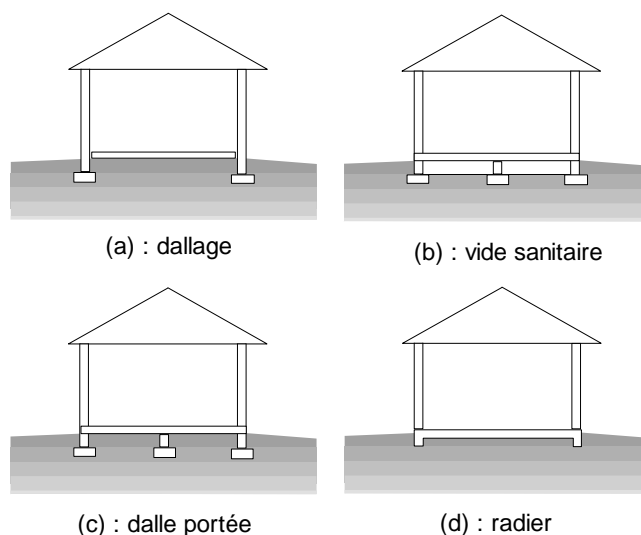


FIGURE 9 : DIFFÉRENTES TYPOLOGIES DE SOUBASSEMENT (SOURCE CSTB, 2008)

Le processus de transport des polluants gazeux du sol vers les bâtiments à travers le soubassement est une combinaison de convection d'air chargé en polluant et de diffusion gazeuse. En fonction des types de soubassements rencontrés, l'entrée de ces polluants sera plus ou moins importante. Cependant, pour un même type de soubassement et pour une situation de sol donnée, cette entrée sera variable en fonction du niveau de perméabilité à l'air du soubassement et de sa capacité diffusive.

Il n'existe pas à notre connaissance d'étude quantitative sur l'impact des types de soubassement sur l'entrée des polluants gazeux du sol. On peut cependant donner les indications qualitatives suivantes. En présence d'un vide sanitaire ou d'une cave, notamment si ces espaces disposent d'une aération, l'entrée des polluants vers les volumes habités sera amoindrie car ces espaces correspondent à des zones « tampon » contribuant à diluer les polluants avant qu'ils n'entrent dans les zones habitées. Ces types constructifs atténuent donc l'entrée des polluants par rapport à des types constructifs sur terre-plein. Cette affirmation est cependant à nuancer en fonction du niveau de perméabilité existant entre ces zones « tampon » et les volumes habités ainsi que de l'efficacité du renouvellement d'air de ces zones. Elle est également dépendante de la pérennité du débit de ventilation de ces espaces (maintenance nécessaire).

Concernant les trois différents types constructifs sur terre-plein (dallage indépendant sur terre-plein, dalle portée sur terre-plein, radier), pour des perméabilités et porosités identiques de la dalle par ailleurs, le premier est le plus perméable à l'air du fait de la présence de la fissure de retrait périphérique. Le dernier est a priori le plus imperméable à l'air du fait des renforts existants entre le dallage et les semelles de fondation.

Il est à noter que pour les sous-sols de parking, la protection vis-à-vis des remontées de la nappe peut sensiblement modifier les transferts. En particulier, la mise en place d'un cuvelage « étanche à l'eau » sera a priori également imperméable à l'air mais pourra éventuellement permettre la diffusion du polluant gazeux. Inversement, la mise en place de dispositifs d'équilibrage de la pression

hydrostatique peuvent exister et augmenter localement le transfert convectif et diffusif des pollutions gazeuses présentes dans le sol.

Convection et diffusion

Le moteur de la convection est la différence de pression qui existe entre le sol et l'intérieur du bâtiment, qui entraîne un mouvement d'air depuis le sol vers le bâtiment via le soubassement. Cette différence de pression est principalement liée à la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment générant ce que l'on appelle le « tirage thermique » ainsi qu'à l'impact du vent sur le bâti et éventuellement au fonctionnement des systèmes de chauffage et de ventilation, en fonction des caractéristiques du bâtiment (dimension, forme, perméabilité à l'air de l'enveloppe). Le flux est plus important durant l'hiver qu'au printemps et en été quand le tirage thermique est plus faible et que les fenêtres et les portes sont fréquemment ouvertes.

Les flux d'air du sol chargés en polluants pénètrent donc dans l'espace intérieur via le soubassement et l'ensemble de ses défauts d'étanchéité qui vont dépendre de la nature et de la typologie de ce dernier (perméabilité à l'air des dalles, pénétrations des réseaux, fissures..).

Les polluants gazeux dans l'espace intérieur y séjourneront essentiellement en fonction du niveau de renouvellement d'air de ce dernier. La composante verticale de la vitesse de l'air conduite à travers les milieux poreux par un gradient de pression motrice peut être déterminée par la loi de Darcy, cela est présenté au §2.1.2 pour le transfert à travers les sols nus présents dans les vides sanitaires ou caves en terre battue et au § 2.2.2 pour le transfert à travers la dalle en béton si celle-ci constitue le soubassement du bâtiment ou l'interface entre le vide sanitaire ou la cave et l'air intérieur.

Parallèlement, les gaz des sols et l'air intérieur ayant des concentrations en polluants différentes, le gradient de concentration générera une diffusion moléculaire. Ce phénomène est décrit par la loi de Fick, la densité du flux diffusif du composé est alors quantifiée par l'équation (2) pour les sols nus et la dalle.

2.2.2. Transport de vapeurs à travers la dalle

Les transferts à travers la dalle se font essentiellement par convection et diffusion, par des mécanismes similaires à ceux décrits dans le § 2.1 avec quelques spécificités liées au soubassement, au béton et à son rôle d'interface. Ces spécificités sont décrites ci-après.

Paramètres du béton

Comme tout milieu poreux, le béton a trois caractéristiques physiques qui quantifient sa capacité à bloquer ou non les polluants gazeux présents dans l'air du sol : la porosité, la perméabilité et le coefficient de diffusion effectif :

- la perméabilité est reliée à la capacité dynamique du milieu à laisser passer un flux d'air ;
- la porosité est définie comme le rapport entre le volume du vide (air) dans le béton et son volume ou le volume géométrique global. Une augmentation dans la porosité fournira plus d'espace d'air à l'intérieur du béton pour le passage des polluants gazeux, sa résistance au transport des polluants gazeux est alors réduite ;
- le coefficient de diffusion effectif du polluant gazeux dans le béton quantifie la capacité de se gaz à passer à travers le béton, au niveau moléculaire, quand le gradient de concentration est la force conductrice [Renken and Rosenberg; 1995].

A ces caractéristiques il faut aussi ajouter la sorption liée au phénomène de rétention des molécules de polluant sur le milieu poreux, intervenant exclusivement sur la phase transitoire des transferts. La sorption du polluant dans le béton ou le ciment qu'il traverse peut avoir un rôle important dans les effets de stockage et de relargage de polluant que peut induire la dalle, essentiellement dans les régimes transitoires.

Les caractéristiques du béton citées ci-dessus dépendent des granulats utilisés, de la proportion eau/ciment, des conditions de séchage et de vieillissement [Cozmuta and van der Graaf; 2001; Daoud and Renken; 1999]. Elles ne sont généralement pas accessibles par des modèles théoriques de par la

forte hétérogénéité du béton et sa très faible taille de pore et nécessitent une caractérisation expérimentale à l'échelle macroscopique (Musielak, 2012).

Fissuration des dalles de béton

Le béton est un matériel de base pour la construction des bâtiments et en particulier des dalles dans lesquelles des fissures peuvent constituer des passages préférentiels pour les composés organiques volatils présents dans les sols. Les fissures les plus nuisibles sur une dalle sont les fissures traversantes. Les fissures non traversantes peuvent affecter la qualité d'un ouvrage, mais leur effet équivaut essentiellement à une augmentation locale de la porosité.

Les causes de fissures peuvent être nombreuses et leur typologie complexe. Les fissures sont classées en trois catégories [Mivelaz, 1996] :

- les fissures accidentelles (tassements du béton frais, de retrait plastique ou liées à la corrosion). Plutôt rares, ces fissures sont pour la plupart non traversantes ;
- les fissures de retrait regroupant les retraits d'autodessiccation et de dessiccation. Elles ont pour origine la diminution de la teneur en eau des pores du béton, et le retrait thermique au jeune âge lié à l'élévation de la température pendant la prise et au refroidissement qui s'ensuit. Sont compris dans cette catégorie les fissures de retrait périphérique des dalles ;
- les fissures sous sollicitations normales de service. Elles peuvent avoir pour origine les charges utiles, des variations différentielles de température ou des tassements d'appuis.

Les fissures constituent en soi des singularités et des passages préférentiels soumis aux mêmes mécanismes de transfert que décrits précédemment. Elles peuvent être prises en compte par un milieu poreux équivalent différent (du type approche Hele-Shaw), voire par un milieu libre, suivant la taille des ouvertures, avec des échanges de type double-milieu.

Perméabilité des dalles de béton

Le béton peut comporter une grande diversité des tailles de pores, dont une grande proportion de taille nanométrique, or en fonction de la dimension des pores, la description des transferts convectifs par la loi classique de Darcy peut ne pas être suffisante.

En effet, quand le libre parcours moyen des particules (λ) est proche de la dimension des pores (d , diamètre des pores), les nombreux chocs des particules sur les parois engendrent alors un effet de « glissement » ('gas slippage'), appelé effet Klinkenberg. Cet effet est caractérisé par le nombre de Knudsen (Kn) :



$$Kn = \frac{\lambda}{d} \tag{18}$$

L'effet Klinkenberg est significatif quand ce nombre est compris entre 0.007 et 5 (Chastanet, 2004).

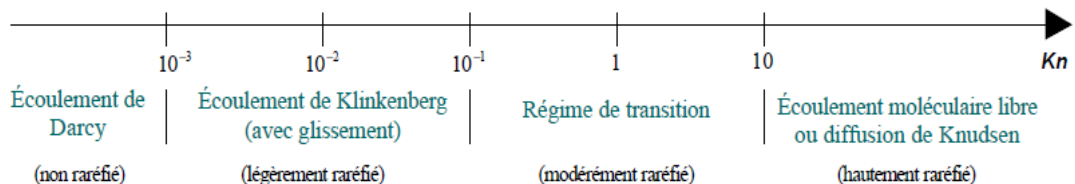


FIGURE 10 : SCHEMA DE PRINCIPE DES REGIMES D'ÉCOULEMENT DE GAZ, EN FONCTION DU NOMBRE DE KNUDSEN, ETABLI PAR SCHAAF ET CHAMBRE (1961) (D'APRES AUBERT ET COLIN, 2001)

Dans le cas des bétons, l'écoulement est communément considéré comme écoulement de Klinkenberg : c'est-à-dire qu'il n'est pas décrit par la simple loi de Darcy, et la perméabilité n'est pas constante et dépend de la pression. Elle est alors appelée « perméabilité apparente », et généralement approximée par :



$$k_{app} = k_{\infty} \left(1 + \frac{b}{P} \right) \quad (19)$$

où P [ML^{-1}T^2] est la pression moyenne, k_{app} [L^2] la perméabilité apparente, k_{∞} [L^2] la perméabilité « vraie » aussi appelée perméabilité intrinsèque, b [$\text{M}^{-1}\text{L}^1\text{T}^2$] est le facteur de « gaz slippage », encore appelé coefficient de Klinkenberg, qui dépend du libre parcours moyen des particules gaz, de la température, et du diamètre moyen des pores.

Transport convectif

Le moteur de la convection est la différence de pression de part et d'autre de la dalle. Le flux convectif à travers les pores, les trous et les fissures apparaît en présence d'un gradient de pression motrice entre les sols et l'intérieur du bâtiment.

En négligeant le terme dû à la force de gravité ($\rho g \Delta z$), le gradient de pression motrice selon la direction z peut être estimé en utilisant une formule simple :



$$\frac{\partial p_a}{\partial z} \approx \frac{(p_{bât,int} - p_{sol,surf})}{L} \quad (20)$$

où L [L] est la longueur moyenne du parcours de la molécule gazeuse, $p_{sol,surf}$ [ML^{-1}T^2] est la pression du gaz ou de l'air du sol sous le bâtiment (souvent prise égale à la pression atmosphérique) et $p_{bât,int}$ [ML^{-1}T^2] est la pression de l'air à l'intérieur du bâtiment. La longueur caractéristique du parcours est déterminée par la profondeur des fondations, et éventuellement la localisation de canaux à diffusivité élevée (trous et fissures).

Il est à noter aussi que les champs de pression autour et sous le bâtiment peuvent ne pas être stables car ils sont influencés par les variations de pression atmosphériques, l'impact du vent sur le sol et le bâtiment et les conditions du tirage thermique et du renouvellement de l'air intérieur.

Ainsi, dans une dalle en béton l'équation de quantité de mouvement à l'échelle macroscopique peut s'écrire comme la loi de Darcy en considérant la perméabilité apparente k_{app} en lieu et place du produit $k k_{ra}$ (cf equation (8)). En tenant par ailleurs compte des effets gravitaires, elle s'écrit comme suit :



$$\mathbf{V} = - \frac{k_{app}}{\mu_a} (\nabla p_a - \rho \mathbf{g}) \quad (21)$$

où \mathbf{g} est le vecteur de l'accélération gravitaire.

La composante verticale du flux convectif de vapeur $J_{conv,z}$ [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$] peut être quantifiée par l'équation (8) en remplaçant le produit $k k_{ra}$ par la perméabilité apparente de la dalle k_{app} .

Le transport convectif à travers les fissures peut être inclus dans ces équations si la dalle incluant ces fissures est considérée comme un milieu poreux équivalent. La perméabilité considérée correspond alors à une perméabilité équivalente entre celle de la dalle non fissurée et celle des fissures.

Les fissures peuvent également considérées comme des ouvertures individualisées avec des transferts qui lui sont propres (Musielak, 2012) à la fois en convection (écoulement de Poiseuille) et diffusion.

Transport diffusif

A travers la dalle, compte tenu des concentrations différentes entre les gaz du sol et le compartiment atmosphérique, les polluants vont aussi se déplacer par diffusion la loi de Fick, l'équation (2) s'applique alors.

Cette diffusion peut être considérée à travers la dalle considérée comme un milieu poreux équivalent, ou à travers les fissures individualisées, la diffusion dans l'air libre (ou le matériau comblant les fissures) est alors à considérer.

Sorption

Lors de son passage au travers de la dalle poreuse, le polluant peut être adsorbé sur la matrice solide du fait de forces électrochimiques. En fonction des variations des conditions de l'équilibre chimique, le composé peut ensuite se désorber. Les modèles présentés par les équations (11) peuvent également s'appliquer à la pâte de ciment du béton (Musielak 2012).

Couplage des transferts ZNS et dalle

Pour l'évaluation des transferts de composés organiques volatils des sols vers l'air intérieur, il est nécessaire d'évaluer de manière couplée les transferts dans la mesure où :

- la dépression effectivement présente sous la dalle et introduite dans l'équation (20) est liée non seulement à la perméabilité de la dalle mais également à la perméabilité des terrains et aux possibilités d'entrées d'air latérales du bâtiment considéré. Cette résistance à l'équilibrage des pressions peut être non négligeable lorsque la perméabilité de la dalle du bâtiment est élevée ;
- la présence de la dalle du bâtiment générera un gradient de concentration du COV dans la zone non saturée différent de celui s'établissant en son absence et ainsi une concentration dans les gaz du sol sous la dalle potentiellement significativement différente (voir § 4.3.2) ;
- enfin, sous la dalle du bâtiment pour des sources situées au-delà de la zone d'influence de la dépression du bâtiment, l'écoulement convectif va conduire à diluer le flux diffusif du polluant provenant de la source réduisant ainsi le flux à travers la dalle.

2.3. TRANSPORT DE COV GAZEUX DANS L'AIR INTERIEUR DU BATIMENT

L'évolution des concentrations dans l'air intérieur est soumise aux phénomènes de convection et diffusion tels que décrits dans les équations (24) et (25) du § 2.4.2 avec néanmoins des écoulements souvent moins turbulents dans l'air intérieur que dans l'air extérieur. Il convient également de préciser que dans les ambiances intérieures, des réactions chimiques entre les COV en présence dans l'air et les revêtements/mobilier peuvent impacter les concentrations dans l'air (Tiffonnet, 1998, Blondeau, 2009).

L'évolution spatio-temporelle des concentrations de COV dans l'air intérieur dépend de l'hétérogénéité des transferts depuis les sols, des écoulements d'air en intérieur des bâtiments (localisation des entrées/sorties, aménagement spatial intérieur...), des pratiques des occupants (vis-à-vis du chauffage, de l'ouverture des portes et fenêtres, ...) et des conditions météorologiques (vent sur les façades par exemple).

Dans les bâtiments de faible ancrage au sol, uniformes en termes de soubassement et au droit desquels la concentration dans les gaz du sol est relativement homogène, il peut être considéré en première approximation que les concentrations dans l'air intérieur seront relativement homogènes sur un étage. Dans les bâtiments d'ancrage au sol plus importants et notamment s'ils disposent de différents types de soubassements (situation mixte), des différences de concentration dans l'air intérieur peuvent être attendues, elles seront accentuées par la présence de cheminements préférentiels (passage de réseaux fluides, jonctions entre parois...).

En présence de plusieurs étages, le transfert vers les étages supérieurs, lié au tirage thermique et aux passages privilégiés (cages d'escalier, gaines techniques, ..) entrainera une dilution des polluants, des illustrations issues de mesures ou de modélisations sont présentées au § 6.4.2.

2.4. TRANSPORT DE COV VERS ET DANS L'AIR EXTERIEUR

2.4.1. Flux à l'interface sol -atmosphère

La modélisation mathématique du transfert de vapeurs de Composés Organiques Volatils (COV) depuis la zone non saturée (ZNS) d'un milieu poreux vers l'atmosphère nécessite une définition préalable des conditions aux limites à l'interface sol / air. La condition la plus simple suppose que la concentration dans l'air extérieur soit constante et égale à zéro. Le flux diffusif ainsi quantifié devient maximal. Néanmoins, le transport des vapeurs vers l'atmosphère peut être limité par la présence d'une couche d'air à l'interface sol / atmosphère. Une telle hypothèse introduit la notion de couche limite de concentration.

La compréhension des phénomènes de transfert d'un contaminant dans l'air extérieur proche surface nécessite ainsi de connaître l'existence de la couche limite de concentration se développant à proximité de la surface du sol en présence d'une source de pollution dans le sous-sol. Au-dessus de cette zone, la concentration en polluant et la vitesse horizontale du vent sont considérées comme constantes sur les verticales (Figure 11). Notons que la couche limite visqueuse est ici confondue avec la couche limite de diffusion ce que ne présente pas nécessairement le cas général (en effet, la théorie de la couche limite repose sur influence des nombres de Reynolds et de Schmidt faisant intervenir la vitesse d'air et la diffusion des COV dans la géométrie de ces couches).

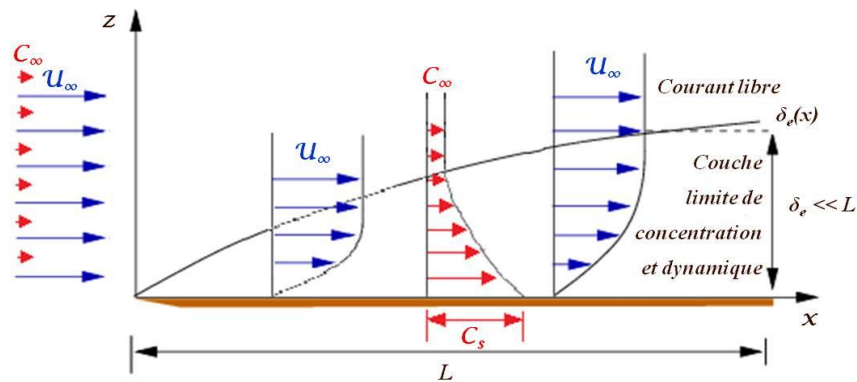


FIGURE 11 : SCHEMA DE LA COUCHE LIMITE DE CONCENTRATION


Les approches de modélisation du flux diffusif à travers la couche limite actuellement proposées dans la littérature se basent souvent sur une solution analytique (2D ou 3D) tenant compte d'un profil de vitesse stationnaire au-dessus de la surface du sol pour évaluer le flux de masse du polluant présent. Ces approches semi analytiques permettent de quantifier les flux diffusifs de polluant à l'interface sol/air.

- Les plus simples considèrent que la concentration est nulle au-dessus de cette couche limite (Waitz et al., 1996 ; Bakker et al., 2008) et que la concentration varie linéairement entre la surface du sol et le haut de cette couche limite. Le flux diffusif en direction z peut alors être quantifié en utilisant la formule suivante :

$$J_{diff,z} = D \frac{C_{i(as)}}{e_{i(as)}} \quad (22)$$

où $J_{diff,z}$ [$ML^{-2}T^{-1}$] est le flux diffusif selon z, D [L^2T^{-1}] le coefficient de diffusion du COV dans l'air libre, $C_{i(as)}$ [ML^{-3}] la concentration massique du COV dans le mélange gazeux à l'interface sol-air supposée être constante et indépendante de l'abscisse x, et $e_{i(as)}$ [L] l'épaisseur de la couche limite δ_e étant fonction de x.

- Dans d'autres approches semi analytiques plus complexes, le flux diffusif est considéré comme étant fonction des concentrations à l'instant t et à l'abscisse x. Cette approche décrite par Morrison et al. (2006), a beaucoup été utilisée (Salmon et al., 1990 ; Nazaroff et al. 1993 ; Sparks et al., 1996 ; Thatcher et al., 2002 ; Morrison et al., 2003) .
- Une autre classe des approches semi analytiques permet d'évaluer le flux de polluant atmosphérique dû à la diffusion turbulente. Cette approche appelée "méthode aérodynamique" est basée sur l'équation de Thornthwaite-Holzman modifiée afin de pouvoir être utilisée dans toutes les conditions de stabilité atmosphérique (Thornthwaite and Holzman, 1939). Elle utilise la théorie des similitudes de Monin et Obukhov (1954) qui mène à des relations entre les gradients des grandeurs moyennes dans la couche limite de surface et les paramètres permettant le calcul des flux de masse turbulents via des fonctions de similitudes flux-gradient (Dyer, 1974 ; Hogström, 1988). Une hypothèse forte de cette méthode est que la concentration en polluant doit être constante dans chaque plan xy, la source de contaminant dans le sol doit donc être étendue. Les flux diffusifs générés sont alors les mêmes dans toute la couche limite de surface indépendamment des points entre lesquels ils sont calculés, et sont donc également égaux, à la limite, aux flux à l'interface air/sol. La formule suivante (Parmele et al., 1972 ; Majewski et al., 1989 ; Van Wesenbeek et al. 2007 ; Yates et al., 2008) donne la densité de flux diffusif vertical $J_{diff,z}$ [$ML^{-2}T^{-1}$] entre deux points situés sur une verticale de la couche limite de concentration :




$$J_{diff,z} = - \frac{\chi^2 (C_2 - C_1) (u_2 - u_1)}{\phi_m \phi_p \left(\ln \left(\frac{z_2}{z_1} \right) \right)^2} \quad (23)$$

où χ [-] est la constante de von Karman, C_1 [ML^3] et C_2 [ML^3] sont les concentrations temporelles moyennes en vapeurs de COHV aux points 1 et 2, u_1 [LT^{-1}] et u_2 [LT^{-1}] les vitesses horizontales du vent mesurées aux points 1 et 2, situés à la cote z_1 et z_2 . ϕ_m [-] représente la fonction de similitude liée à la quantité de mouvement, et ϕ_p [-] la fonction de similitude liée à la concentration en COV.

2.4.2. Transport dans l'air extérieur

L'évolution spatio-temporelle des concentrations de COV dans l'atmosphère dépend généralement de quatre groupes de paramètres (INERIS-DRA, 2002) : terme source, propriétés physiques et chimiques du polluant (coefficient de diffusion, temps de demi-vie dans l'atmosphère...), conditions météorologiques (gradients verticaux de température et de vitesse du vent, pression atmosphérique), topographie et occupation du sol.

Une fois que le polluant a atteint l'air extérieur, son transport se fait essentiellement par convection et par dispersion au sein d'un écoulement turbulent. Le mouvement turbulent d'un fluide incompressible (ou peu compressible) est décrit lors d'une transformation isotherme par les équations de Navier-Stokes généralisées (appelées également équations de Reynolds). Pour sa composante selon x_i , cette équation peut être écrite ainsi :



$$\rho \left[\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \sum_j \bar{u}_j \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right) \right] = - \frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i} + \rho \bar{g} + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\mu_a \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} - \rho \overline{u_i u_j} \right) \quad (24)$$

où \bar{P}_a [$ML^{-1}T^{-2}$] est la valeur moyenne temporelle de pressions instantanées de l'air, \bar{u}_i [LT^{-1}] la valeur moyenne temporelle de la composante du vecteur vitesse selon x_i , $\overline{u_i u_j}$ [L^2T^{-2}] la moyenne temporelle des fluctuations aléatoires de la composante du vecteur vitesse selon x_i et x_j , \bar{g} [LT^{-2}] le vecteur d'accélération de la pesanteur, μ_a [$ML^{-1}T^{-1}$] le coefficient de viscosité dynamique de l'air ou du mélange gazeux, ρ [ML^{-3}] la masse volumique du mélange gazeux.

Le système d'équations (24) est complété par l'équation de continuité pour un fluide incompressible :

$$\sum_j \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_j} = 0 \quad \text{et} \quad \sum_j \frac{\partial u'_j}{\partial x_j} = 0 \quad (25)$$

On constate que les vitesses moyennes d'un écoulement turbulent sont décrites par les mêmes équations que pour un écoulement laminaire, sauf que les contraintes totales, terme de droite de l'équation (24), sont modifiées par des contraintes supplémentaires. Les contraintes totales correspondent à la somme des contraintes dues à la viscosité du fluide et des contraintes dues à la turbulence de l'écoulement, appelées aussi contraintes de Reynolds. Par ailleurs, le nombre d'inconnues est supérieur au nombre d'équations. De ce fait, les équations de Reynolds n'ont pas de solutions directes. La difficulté principale de ce problème de fermeture réside dans la formulation adéquate des contraintes de Reynolds. Une formulation théorique étant trop compliquée, des méthodes semi-empiriques ont été développées. Notons par exemple le modèle d'approche de type k-ε (Rodi et al., 1993 ; Rodi, 1995). D'ailleurs, l'influence des contraintes totales est limitée à la couche limite. A l'extérieur de la couche limite se situe le fluide libre où l'influence des contraintes totales devient nulle.

Concernant le transport d'un composé volatil dans l'écoulement turbulent de l'air, on peut décrire la concentration instantanée C comme étant la somme de la moyenne temporelle \bar{C} et de sa fluctuation C' . L'équation de conservation de la masse pour un volume de contrôle conduit ainsi à l'équation de transport suivant :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = - \sum_j \frac{\partial \bar{u}_j \bar{C}}{\partial x_j} + \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j} - \overline{u'_j C'} \right) \quad (26)$$

où \bar{C} [ML⁻³] est la concentration moyenne du composé volatil transporté et D [L²T⁻¹] le coefficient de diffusion moléculaire à l'air libre du composé. Par analogie avec la diffusion moléculaire, on décrit généralement le terme supplémentaire lié à la turbulence avec la 1^{ère} loi de Fick

$$\overline{u'_j C'} = - \overline{D_T} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j} \quad (27)$$

où $\overline{D_T}$ est le tenseur du coefficient de diffusion turbulente.

Concernant le devenir des COV dans l'air atmosphérique, pour des échelles (temporelle et spatiale) rencontrées sur les sites traités par le projet FLUXOBAT, les transformations chimiques et réactions avec l'air atmosphérique peuvent être considérées comme négligeables.

2.5. INFLUENCE DE CERTAINS PARAMETRES EXTERNES SUR LES MECANISMES DE TRANSPORT

2.5.1. Température

De l'air atmosphérique aux gaz du sol

Les variations de température dans l'air atmosphérique et le sol peuvent influencer le transfert de COV de différentes manières. Outre l'influence de la température sur les paramètres liés aux mécanismes élémentaires (sur la pression de vapeur saturante particulièrement mais aussi sur les coefficients de diffusion, la viscosité, la perméabilité des sols...), les variations thermiques saisonnières ou diurnes induisent des mouvements de convection en raison des variations de masse volumique du mélange gazeux.

La température des gaz du sol peut être diversement influencée par la température de l'air atmosphérique, dépendant du sol et de son recouvrement. La Figure 12 ci-dessous illustre les variations diurnes des températures des gaz des sols enregistrées sur le bassin expérimental SCERES.

Pour des amplitudes de variation de température à la surface du sol de l'ordre de 15 à 20°C, l'amplitude à 15 et 25 cm est respectivement de l'ordre de 4-5 °C et 3-4°C, au-delà de 65 cm de profondeur, ces variations diurnes ne sont pas visibles.

Il est cependant à noter que l'influence plus ou moins accrue de la température atmosphérique sur celle des gaz du sol est fortement dépendante des propriétés thermiques des sols. Les mesures réalisées sur le site atelier (présentées au § 4.3.1) montrent en effet que dans les piézairs, l'influence de la température atmosphérique est notée au-delà de 1,5 mètre de profondeur.

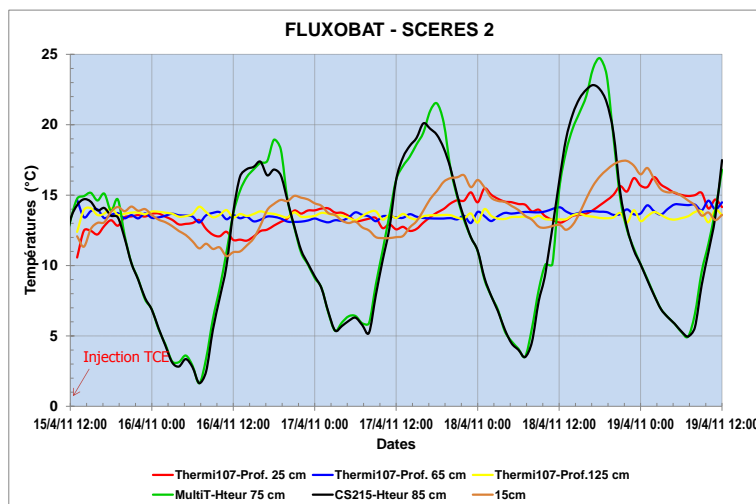
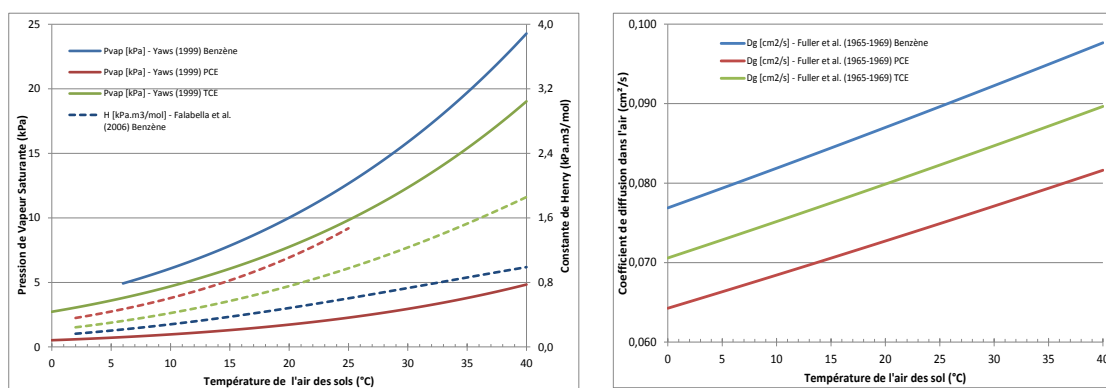


FIGURE 12 : TEMPERATURES DES SOLS MESUREES SUR LE BASSIN EXPERIMENTAL SCERES

Par ailleurs, en période hivernale, la présence de sols gelés va conduire à confiner la pollution dans les gaz de sol sous cet horizon peu perméable et favoriser leur migration vers les zones bâties [MADEP, 2002].

Influence sur les mécanismes de transfert

La température de l'air a une influence sur la volatilisation des COV depuis la phase organique ou la phase dissoute, sur les coefficients de diffusion du COV dans l'air libre et sur la perméabilité relative des sols au gaz. La Figure 13 illustre pour le trichloroéthylène, le perchloroéthylène et le benzène que l'incidence la plus prononcée pour une augmentation de la température de 5 à 25 °C porte sur le processus de volatilisation du polluant. Pour le PCE, le coefficient de diffusion n'est augmenté que de 13% tandis que la pression de vapeur (cf. équation (15)) et la constante de Henry (cf. équation (13)) sont augmentées de plus de 200 %.



(a) Influence de la température sur la pression de vapeur saturante et la constante de Henry (b) Influence de la température sur le coefficient de diffusion dans l'air

FIGURE 13 : INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LES PROPRIETES DU TRICHLOROETHYLENE, PERCHLOROETHYLENE ET BENZENE (SOURCE BURGEAP)

Si l'influence de la température sur la perméabilité relative à l'eau est majeure, elle l'est nettement moins sur la perméabilité relative à l'air, quelque soit le degré de saturation en eau du milieu. Une augmentation de température de 5 à 25 °C ne diminue que de 9% la perméabilité relative à l'air saturé.

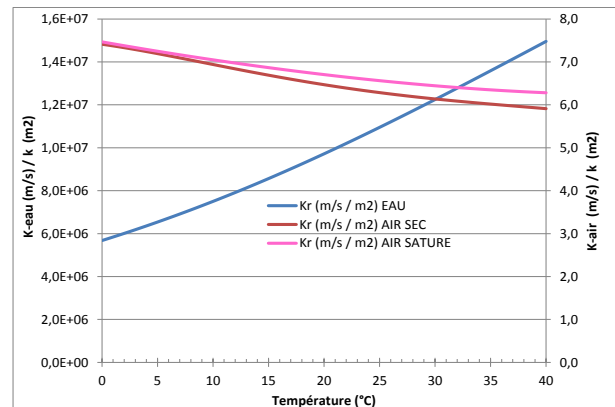


FIGURE 14 – INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LA PERMEABILITE RELATIVE A L'EAU OU A L'AIR (SOURCE BURGEAP)

2.5.2. Niveau statique de la nappe

Les variations du niveau statique de la nappe peuvent être associées :

- au battement interannuel de la surface de la nappe associée à sa recharge (cycle annuel où sont distinguées les hautes eaux et les basses eaux),
- à des épisodes isolés de réalimentation par les pluies (épisodes de quelques heures ou quelques jours),
- pour des nappes peu profondes à un cycle diurne associé aux changements de température et aux prélèvements vers les plantes [Gribovsky et al., 2010],
- à des pompages ou rejets dans la nappe,
- et également à des effets de marnage proche de la mer ou proche d'un cours d'eau subissant le marnage (cyclicité journalière).

La remontée ou la baisse du niveau statique de la nappe va générer une surpression ou une dépression de l'air des sols par rapport à la pression atmosphérique et ainsi conduire à un flux convectif des gaz.

L'amplitude du phénomène est à associer aux caractéristiques hydrodynamiques des sols (perméabilité et porosité à l'air) et à la rapidité des mouvements de nappe. Si la dynamique lente des battements inter-saisonniers n'a pas d'influence sur les flux convectifs dans la mesure où l'équilibrage des pressions est nettement plus rapide, cela peut ne pas être le cas des variations diurnes ou de l'effet d'une mise en route ou d'un arrêt de pompage.

2.5.3. Pression atmosphérique

La pression atmosphérique s'exprime en hPa ou mbar (1 mbar=1 hPa). La variation de la pression peut être observée sur des périodes correspondant à des modifications régionales des conditions atmosphériques et dans une moindre mesure sur des cycles jour/nuit par l'effet des changements de température et de la densité de l'air [Massman et Ferrier, 1992]. Les variations journalières de pression sont en moyenne de 4 à 5 mbar tandis que celles associées au passage d'un front anticyclonique ou dépressionnaire peuvent dépasser 25 mbar [DoE, 2000]

La propagation dans les sols des changements de la pression atmosphérique peut, par la modification du champ de pression, conduire à des flux convectifs des gaz (par exemple l'arrivée d'une période anticyclonique génèrera une entrée d'air atmosphérique dans le sol tandis que l'arrivée d'une période dépressionnaire impliquera une sortie d'air des sols vers l'air atmosphérique).

Le temps nécessaire à l'équilibrage des pressions entre l'atmosphère et les sols est dépendant des caractéristiques du sol (et de leur éventuelle couverture). [INERIS, 2010] précise que la durée de rééquilibrage est de l'ordre de quelques heures pour un sol sableux et peut atteindre une journée à 5 mètres de profondeur.

L'importance et la profondeur de la propagation dépendent également des caractéristiques physiques du sol, de la profondeur de la nappe et des caractéristiques de la variation initiale de la pression atmosphérique. Rivett et al (2011) présente une synthèse intéressante des études et modélisations conduites sur le sujet. Les auteurs mentionnés sont divisés sur l'influence des modifications atmosphériques sur les transferts de COV dans la ZNS. Dans certaines études, l'influence s'est révélée être quasi nulle tandis que dans d'autres elle est d'une certaine importance.

Massman et Ferrier (1992) modélisent l'influence d'un changement cyclique de la pression atmosphérique (20 mbar par 24 heures) sur des sols ($k = 10^{-11} \text{ m}^2$, porosité à l'air de 30% et niveau statique à 20 m de profondeur). Ils ont montré qu'à 1 mètre de profondeur, les gaz du sol sont constitués d'environ 50% d'air venant de la surface et que cette proportion diminue jusqu'à environ 20 % à 2 mètres de profondeur. Il faut noter que les perméabilités de sols peuvent être nettement plus faibles que dans cette étude, diminuant ainsi l'impact des modifications de la pression atmosphérique. En effet, Abbas (2010) modélise une limite de pénétration (zone de mélange avec l'air des sols pouvant être libéré vers l'atmosphère comprise entre 0,05 et 0,3 mètre de profondeur (pour une profondeur de la nappe inférieure à 10 m, une perméabilité de sol inférieure à 5.10^{-11} m^2 et une porosité de 35 %).

2.5.4. Turbulence atmosphérique et vent

Stabilité atmosphérique

La turbulence et par conséquent les mouvements verticaux dans l'atmosphère dépendent de ce que l'on appelle la stabilité de l'atmosphère. La nuit, l'atmosphère est stable à neutre et durant le jour neutre à instable.

Ensoleillement couverture nuageuse	Vitesse du vent de surface (m/s)				
	<2	2-3	3-5	5-6	≥6
Jour - ensoleillement fort	A	A-B	B	C	C
Jour - ensoleillement moyen	A-B	B	B-C	C-D	D
Jour - ensoleillement faible	B	C	C	D	D
Nuit - couverture nuageuse ≥0.5	-	E	D	D	D
Nuit - couverture nuageuse <0.5	-	F	E	D	D

La classification de la turbulence de Pasquill (Turner, 1970) dépend du vent, de l'ensoleillement et du gradient de température dans l'atmosphère (opposition jour/nuit). La classe A étant la plus instable, D neutre et F la plus stable.

TABLEAU 4 – CLASSE DE TURBULENCE DE PASQUILL

La dispersion atmosphérique est généralement plus élevée durant la journée (associée à une instabilité atmosphérique) que durant la nuit où l'inversion du gradient de température conduit à une accumulation des polluants proches de la surface du sol.

Cette accumulation nocturne va limiter l'émission des polluants vers l'atmosphère mais inversement limiter la dilution de ces émissions. La norme ISO11665-1 précise que l'activité volumique du radon dans l'air pendant ces périodes d'inversion du gradient thermique peut augmenter d'un facteur 10 à 100.

Influence du vent sur les transferts et concentrations

Le vent présente plusieurs actions qui ont un impact sur les flux vers l'air intérieur ou atmosphérique et sur les concentrations dans ces compartiments. Vis-à-vis de l'atmosphère,

- la vitesse du vent conduit en premier lieu à une dilution des flux émis par le sol générant une concentration (ou un champ de concentration) diminuée ;

- par ailleurs, des bourrasques de vent peuvent conduire à une surpression de l'air dans les sols à faible profondeur et ainsi à limiter l'émission des polluants vers l'atmosphère. Kojima & Nagano (2000) ont établi une corrélation significative entre le vent et la surpression des gaz de sol par rapport à l'air atmosphérique de l'ordre de quelques pascals¹⁴ pour une perméabilité des sols de 10^{-12} m². Associés à une dilution dans l'atmosphère, ces épisodes de vent fort conduisent à une réduction importante des concentrations atmosphériques.

Vis-à-vis de l'air intérieur, le vent sur les façades du bâtiment va générer une différence de pression entre l'air de part et d'autre de la paroi favorisant ainsi la dépression du bâtiment par rapport à son environnement extérieur (voir § 6.4.1). Le vent est donc favorable à une plus forte émission de polluant du milieu souterrain vers l'air intérieur. Cependant, comme cela est le cas sur le site atelier FLUXOBAT, pour des bâtiments peu étanches à l'air, le vent vient également impacter le renouvellement d'air du bâtiment entraînant des difficultés d'interprétation.

2.5.5. Pluviométrie

Influence de la pluviométrie sur les transferts

Lorsque les terrains n'ont pas été imperméabilisés (absence de bâtiment et d'un quelconque revêtement), la pluie a une influence directe sur la teneur en eau du sol. La saturation en eau du sol intervient dans l'écoulement et le transport des polluants gazeux au sein des terrains et vers la surface car elle modifie la diffusion effective et la perméabilité au gaz (voir § 3.1.5).

Sous un bâtiment, en cas de pluie, le profil de saturation en eau du sol sous-jacent ne sera pas modifié excepté à sa périphérie. A l'inverse, la pluie aura un impact sur le profil de saturation en eau alentour pouvant modifier la géométrie du panache de vapeurs de COV. Elle peut induire une augmentation des flux vers l'air intérieur si la source de pollution se situe en dessous du bâtiment [MADEP, 2002].

Influence de la pluviométrie sur le taux d'humidité

La pluie a également une influence sur le taux d'humidité de l'air dont l'augmentation peut présenter une contrainte vis-à-vis du choix des supports de prélèvement (voir Annexe 5). Il est à noter que les gaz de sol présentent quant à eux des taux d'humidité toujours relativement élevés. Sur le site atelier de FLUXOBAT et quels que soient les profondeurs de mesure ou la période, l'humidité mesurée des gaz du sol (par l'intermédiaire des piézairs) a toujours été supérieure à 80 %.

2.6. LES PARAMETRES

La description des mécanismes développés ci-avant nécessite la connaissance de multiples paramètres dans les différents compartiments. Ceux-ci sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Bien qu'ils soient nécessaires pour l'évaluation des transferts, les éléments de géométrie (lithologie, type de soubassement, dimension du bâtiment, composants naturel de ventilation dans le bâti,...) ne sont pas considérés ici. Pour ces éléments, le lecteur pourra se référer à l'annexe 3 où le questionnaire proposé constitue une aide précieuse pour la visite du site ou la réalisation d'une enquête auprès des aménageurs des futurs bâtiments.

Au-delà de la disponibilité des méthodes de mesures, c'est le poids du paramètre dans l'interprétation des mesures ou dans l'évaluation des transferts qui définira la nécessité ou non de les mesurer. Ainsi, sont indiqués dans le tableau ci-après les paramètres qu'il est recommandé de mesurer. Avec les méthodes de mesures actuellement disponibles, ils sont décrits dans le § 3.

¹⁴ A un mètre de profondeur, la surpression a été mesurée de l'ordre de 3 à 4 Pa pour des vents de 6 à 7 m/s et 1 à 2 Pa pour des vents de 3 m/s

ZNS	SOUBASSEMENT ET DALLE	AIR INTERIEUR	AIR EXTERIEUR
Paramètres des fluides (eau, gaz, phase organique) et du polluant	Paramètres de la dalle, représentation en milieu poreux équivalent	Paramètres du bâtiment	Paramètres aérauliques
Masse molaire de chaque composé	Porosité totale	Renouvellement d'air	Pluviométrie
Solubilité de chaque composé	Teneur en gaz	Perméabilité à l'air de l'enveloppe	Pression atmosphérique
Pression de vapeur saturante de chaque composé	Perméabilité	Débits mécaniques d'air extrait et insufflés	Température de l'air
Constante de Henry de chaque composé	Tortuosité	Paramètres de l'air intérieur	Gradient thermique
Coefficient d'échange pour la volatilisation (modèle de non équilibre local)	Paramètres de la dalle, représentation en fissure de retrait	Différence de température intérieure-extérieure	Vitesse du vent et direction
Coefficient de partage Koc de chaque composé	Taille des fissures (ouverture)	Différence de pression intérieure-extérieure	Gradient de vitesse dans l'air proche surface
Masse volumique de la phase gazeuse	Paramètres de la dalle, représentation en fissure uniformément réparties	Diffusion turbulente	Diffusion turbulente
Diffusion moléculaire dans l'air du composé	Taux de fissuration (fraction d'ouvertures par unité de surface <i>fof</i> ou nombre d'ouvertures par unité de surface)	Paramètres météorologiques	Taux de turbulence
Diffusion moléculaire dans l'eau d'un composé	Paramètres de transferts effectifs	Pression atmosphérique	Rugosité de la surface du sol
Viscosité de la phase gazeuse	Coefficient de diffusion effectif	vent (amplitude et direction)	Paramètres de l'air et du polluant
Viscosité de la phase aqueuse	Sorption	Paramètres de l'air et du polluant	Diffusion moléculaire dans l'air du composé
Paramètres de la zone non saturée	Paramètres spécifiques au soubassement	Diffusion moléculaire dans l'air	Viscosité de l'air
Perméabilité au gaz	Renouvellement d'air (ou débit d'extraction) d'un vide sanitaire	Viscosité de l'air	Masse volumique de l'air atmosphérique
Porosité totale	Perméabilité de l'interface avec le sol (plancher bois et ourdis)	Masse volumique de l'air intérieur	
Teneur en gaz			
Relations pression capillaire / saturation eau-gaz			
Relations perméabilité relative / saturation eau-gaz			
Saturation irréductible en eau			
Dispersivité du m. p. (α_L, α_T)			
Tortuosité			
Coefficient de diffusion effectif			
Fraction de carbone organique			
Coefficient de distribution Kd (sol/eau)			
<i>Paramètres de biodégradation (non traité dans ce guide)</i>			
	Légende		
	Paramètre dont la mesure de terrain est recommandée		
	Paramètre dont la mesure au laboratoire est recommandée		

TABLEAU 5 – PARAMETRES DU TRANSFERT ET LEUR RECOMMANDATION DE MESURE SUR SITE OU EN LABORATOIRE



2.7. BIBLIOGRAPHIE

- Abbas T.R., Abdul-Majed- M.A., Ghazi I.N (2010) Flow Zones In Unsaturated Soil Due To Barometric Pumping. Eng.& Tech. Journal, Vol.28, No.10, 2010
- AFNOR (2012). Norme ISO 11665-1. Measurement of radioactivity in the environment -- Air: radon-222 -- Part 1: Origins of radon and its short-lived decay products and associated measurement methods
- Arands, R., Lam, T., Berler, D.H., Muzzio, F.J. et Kosson, D.S. (1997). Modeling and experimental validation of volatile organic contaminant diffusion through an unsaturated soil, Water Resources Research 33 (4): 599-609.
- Aubert, C. et Colin, S. (2001). High-order boundary conditions for gaseous flows in rectangular microducts. Microscale Thermophys. Eng. 15 : 41-54.
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Blondeau P. (2009). Caractérisation et modélisation des transports de polluants dans les environnements intérieurs. Mémoire d'habilitation à diriger les recherches en sciences. Laboratoire d'Etudes des phénomènes de Transfert et de l'Instantanéité.
- Chastanet, J. (2004) Modélisation des écoulements de gaz dans les milieux poreux et poreux fractures. Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier de Grenoble, 148 p.
- Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F., 2006. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 137 p
- Côme J.M., Ropars M., Kaskassian S., Quintard M., Vogel T., Razakarisoa O., Nex F., Schäfer G., Haeseler F., 2006. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 214 p
- Côme J.M., Quintard M., Schäfer G., Mosé R., Delaplace P., Haeseler F., 2006. Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 182 p.
- Cotel, S. (2008). Etude des transferts sol/nappe/atmosphère/bâtiments; Application aux sols pollués par des composés organiques volatils. Ph.D.diss. Univ. of Joseph Fourier, Grenoble, France.
- Cotel S., Schäfer G., Barthes V., Baussand P. (2011). Effect of density-driven advection on trichloroethylene vapor diffusion in a porous medium. Vadose Zone J. 10, 565-581, doi:10.2136/vzj2010.0032.
- Cozmuta J.; van der Graaf, E.R. (2001). Modeling radon transport in concrete, KVI Internal Report, R 120, pp. 1-56, April 2001.
- CSTB (2008). Le radon dans les bâtiments. Guide pour la remédiation dans les constructions existantes et la prévention dans les constructions neuves. Guide technique. Collignan B. Editions CSTB.
- Daoud, W.Z.; Renken, K.J. (1999). Laboratory measurements of the radon gas diffusion coefficient for a fractured concrete sample and radon gas barrier system, International Radon Symposium.
- DOE (2000). Innovative Technology Summary Report, Barometrically Enhanced Remediation Technology (BERTTM). Department of Energy. DOE/EM-0516, OST/TMS ID 2307
- Dridi L., Schäfer G. (2006). Quantification du flux de vapeurs de solvants chlorés depuis une source en aquifère poreux vers l'atmosphère : Biais relatifs à la non uniformité de la teneur en eau et à la non stationnarité du transfert. C. R. Mécanique 334, 611–620.
- Dyer, A. J. (1974). A review of flux-profile relationships. Boundary-Layer Meteorol., 7, 363-372.
- Gribovsky Z., Szilagyi J. and Kalicz P. (2010). Diurnal fluctuations in shallow groundwater levels and streamflow rates and their interpretation – a review. Journal of hydrology 385 (2010) 371-383



- Hogström U. (1988). Non-dimensional wind and temperature profiles in the atmospheric surface layer : a re-evaluation, *Boundary-Layer Meteorology*. 42, p. 55-78.
- INERIS (2002). Dispersion atmosphérique (Mécanismes et outils de calcul), Méthodes pour l'évaluation et la prévention des risques accidentels (INERIS DRA-006), 7-12.
- INERIS (2010) Gestion des sites et sols pollués : Caractérisation de la qualité de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles – Rapport INERIS N° DRC-10-109454-02386B – Rapport final - 25 juin 2010
- Jellali S., Benremita H., Muntzer P., Razakarisoa O., Schäfer G. (2003). A large-scale experiment on mass transfer of trichlorethylene from the unsaturated zone of a sandy aquifer to its interfaces. *Journal of Contaminant Hydrology* 60 (1-2), 31-53
- Kojima & Nagano (2000). Dependence of barometric pressure, wind velocity and temperature on the variation of radon exhalation. *International Radon symposium, 2000*
- MADEP (2002) Indoor air sampling and evaluation guide. WSC -02-430. 106 pp + annexes
- Massmann J., Ferrier D.F. (1992). Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone. *Water Resour. Res.* 28 (3), 777–791.
- Majewski M.S., Glotfelty D.E. and Seiber J.N. (1989). A comparison of the aerodynamic and the theoretical-profile-shape methods for measuring pesticide evaporation from soil, *Atmos. Environ.* 23, p. 929-938.
- Mendoza, C.A., and E.O. Frind. (1990). Advective–dispersive transport of dense organic vapors in the unsaturated zone: 1. Model development. *Water Resour. Res.* 26:379–387.
- Mivelaz P. (1996). Etanchéité des structures en béton armé. Fuites au travers d'un élément fissuré. PhD Thesis EPFL n° 1539.
- Monin, A. S., et Obukhov, A. M. (1954). Basic law of turbulent mixing in the ground layer of the atmosphere. *Trans. Geophys. Inst. Nauk , USSR*, 151 , 163-187.
- Morrison, G.C., Zhao, P., Wiseman, D.J., Ongwandee, M., Chang, H., Portman, J., Regmi, S. (2003). Rapid measurement of indoor mass-transfer coefficients. *Atmospheric Environment* 37, 5611–5619.
- Morrison, G. C., Zhao, P., Kasthuria, L. (2006). The spatial distribution of pollutant transport to and from indoor surfaces. *Atmospheric Environment* 40, 3677–3685.
- Musielak M (2012). Mémoire de doctorat. Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Doctorat de l'université de Toulouse. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 19 novembre 2012
- Muskat, M. (1937). *The flow of homogeneous fluids through porous media*. McGraw-Hill: New York.
- Nazaroff, W.W., Gadgil, A.J., Weschler, C.J. (1993). Critique of the Use of Deposition Velocity in Modeling Indoor Air Quality. *Modeling of Indoor Air Quality and Exposure*. American Society for Testing and Materials, N. L. Nagda. Philadelphia, PA ASTM STP 1205:81–104.
- Pankow, J.F., and J.A. Cherry. (1996). Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior and remediation. Waterloo Press, Ontario, Canada.
- Parmelee L.H., Lemon E.R. and Taylor A.W., (1972). Micrometeorological measurement of pesticide vapor flux from bare soil and corn under field conditions, *Water, Air, and Soil Pollution I*, p. 433-451
- Quintard, M., Bletzacker, L., Chenu, D. & Whitaker, S. (2006). Nonlinear, multicomponent, mass transport in porous media. *Chemical Engineering Science* 61 (8), 2643–2669.
- Renken, K. J.; Rosenberg, T. (1995). Laboratory measurements of the transport of radon gas through concrete samples. *Health Physics*. 68: 800-808; June 1995.



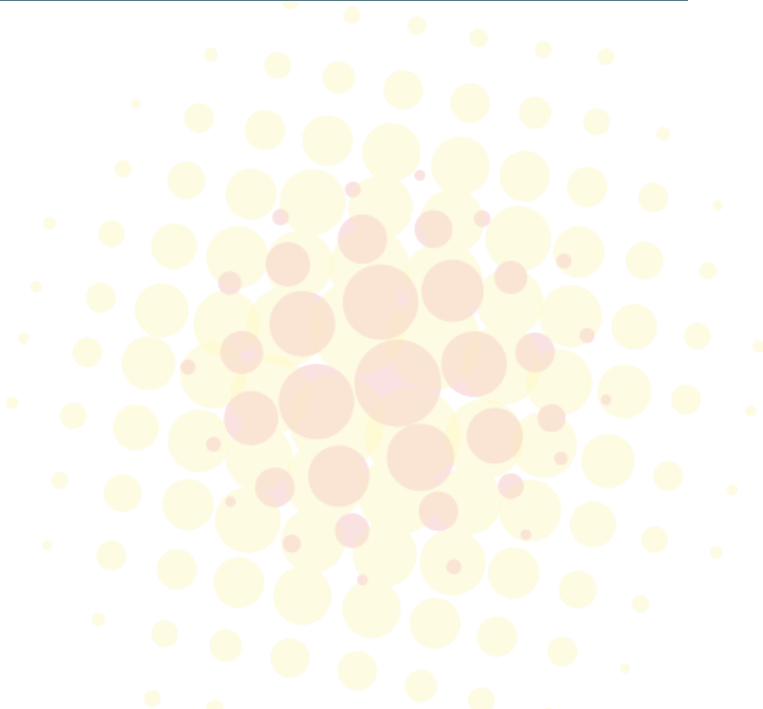
- Rivett M.O. et al. (2011). Review of unsaturated-zone transport and attenuation of volatile organic compound (VOC) plumes leached from shallow source zones. *Journal of Contaminant Hydrology* 123 (2011) 130–156.
- Rodi W., Mansour N. N. and Michelassi V. (1993). One equation near-wall turbulence modelling with the aide of direct simulation data. *J. Fl. Engineering* 115, 196-205.
- Rodi W. (1995). Simulation of flow past buildings with statistical turbulence models. *Wind Climates in Cities*, p649-668, Kluwer Academics Publishers.
- Salmon, L., Nazaroff, W.W., Ligocki, M.P., Jones, M., Cass, G. (1990). Nitric acid concentration in southern California museums. *Environmental Science & Technology* 24, 1004–1013.
- Schaaf, S. A. ; Chambre, P. L. (1961). *Flow of rarefied gases*, Princeton University Press, New Jersey.
- Sleep, B.E., and J.F. Sykes. (1989). Modeling the transport of volatile organics in variably saturated media. *Water Resour. Res.* 25:81–92.
- Smith, J.M., and H.C. van Ness. (1987). *Introduction to chemical engineering thermodynamics*. 4th ed. McGraw Hill, Singapore.
- Soret, C. (1880). Influence de la température sur la distribution des sels dans leurs solutions. *Compte-Rendu de l'Académie des Sciences, Paris*, 91 , 303384.
- Sparks, L.E., Tichenor, B.A., Chang, J., Guo, Z. (1996). Gasphase mass transfer model for predicting volatile organic compound (VOC) emission rates from indoor pollutant sources. *Indoor Air* 6, 31–40.
- Thatcher, T.L., Lai, A.C.K., Moreno-Jackson, R., Sextro, R.G., Nazaroff, W.W. (2002). Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. *Atmospheric Environment* 36, 1811–1819.
- Thomson, N.R., J.F. Sykes, and D.V. Vliet. (1997). A numerical investigation into factors affecting gas and aqueous phase plumes in the subsurface. *J. Contam. Hydrol.* 28:39–70.
- Thorntwaite, C. W., Holzman, B. (1939). The determination of evaporation from land and water surfaces. *Mon. Wea. Rev.*, 67, 4–11.
- Tiffonnet A.L., Blondeau P., Allard F. (1998). Experimental characterisation of sorption phenomena of VOCs on building materials. *Proceedings of the Second European Conference on Energy Performance and Indoor Climate in Buildings*. Lyon, 19-21 Novembre 1998, Vol.1, p.13-18
- Turner D. B. (1970) *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*. EPA Office Air Prog. Rep., AP-26, 1970.
- Van Wesenbeeck I.J., Knuteson J.A., Barnekow D.E., and Phillips A.M. (2007). Measuring flux of soil fumigants using the aerodynamic and dynamic flux chamber methods, *J. Environ. Qual.* 36., p. 613-620
- Waitz M.F.W., Freier J.I., Kreule P., Swartjes F.A. (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds (report n° 715810014) RIVM, Bilthoven, 1996.
- Wilke, C.R. (1950). A viscosity equation for gas mixtures. *J. Chem. Phys.* 18:517–519.
- Yates S.R., Knuteson J., Ernst F.F., Zheng W., and Wang Q. (2008). Effect of sequential surface irrigations on field-scale emissions of 1,3-Dichloropropene, *Environ. Sci. Technol.* 42 (23), p. 8753-8758



crédit photo BURGEAP

CHAPITRE 3

MESURES DES PARAMETRES PHYSIQUES



3. MESURES DES PARAMETRES PHYSIQUES

3.1. PARAMETRES DU SOL

Il existe un grand nombre de types de sols ayant des propriétés distinctes. Elles sont associées à la géométrie et densité des interstices ou fissures, des vides interconnectés ou non, à leur teneur en carbone organique, etc. Un matériau tel qu'un sol peut généralement être assimilé à un milieu poreux et les écoulements et/ou les échanges entre les fluides contenus dans les vides interstitiels sont fonction des mécanismes qui interviennent à l'échelle des pores. Ainsi, les lois et les grandeurs macroscopiques (porosité d'interstices des sols, perméabilité, etc.) sont souvent établies à une échelle d'étude plus petite dans laquelle des propriétés locales peuvent être définies.

Si à l'échelle macroscopique, les milieux fissurés peuvent être assimilés à des milieux poreux (par des paramètres équivalents intégrant ces fissures), les milieux fracturés ne peuvent généralement être traités comme tels. La spécificité de ces milieux fracturés vis-à-vis des transferts de COV vers l'atmosphère n'est pas l'objet du guide FLUXOBAT.

3.1.1. Porosité

La porosité est un concept indépendant de la forme et des connexions entre les pores (vides ou interstices) dont seuls les volumes sont considérés. Dans un échantillon de sol, la porosité totale n est exprimée en pourcentage et correspond au rapport du volume des vides (V_v) au volume total (V_T) de l'échantillon :

$$n = \frac{V_v}{V_T} \quad (28)$$

On distingue les méthodes de mesures directes sur échantillon effectuées généralement en laboratoire, donc beaucoup plus précises, et les méthodes indirectes in-situ (par exemple, mesure de la résistivité du terrain, mesure par diagraphie neutron).

3.1.2. Teneur en eau

La teneur en eau θ_w [-] est exprimée en pourcentage et correspond au rapport du volume des vides occupés par de l'eau V_w [L³] au volume total V_T [L³] de l'échantillon de sol :

$$\theta_w = \frac{V_w}{V_T} \quad (29)$$

A titre d'exemple, mentionnons la méthode gravimétrique qui est la seule méthode directe de détermination de la teneur en eau d'un sol au laboratoire à partir d'échantillons de sol. Les échantillons sont pesés immédiatement puis ils sont séchés à l'étuve ventilée à 105°C jusqu'à atteindre un poids constant ce qui peut prendre entre 24 et 48h. La teneur massique en eau w [-] de chaque échantillon peut alors être calculée à partir de sa masse humide m_h [M] au moment du prélèvement et sa masse m_s [M] après séchage par :

$$w = \frac{m_h - m_s}{m_s} \quad (30)$$

Du fait des pesées réalisées, la teneur en eau ainsi déterminée est souvent qualifiée de gravimétrique. Pour passer de la teneur massique en eau (w) à la teneur volumique en eau θ_w [-] il faut connaître la densité apparente d_a [-] de l'échantillon du sol :

$$\theta_w = w d_a \quad (31)$$

Pour obtenir directement la teneur en eau, il est nécessaire de prélever des volumes de sol parfaitement définis. A condition d'utiliser des outils adaptés (cylindres métalliques par exemple), ceci n'est possible que si le sol a une cohésion suffisante. Globalement, c'est toujours l'incertitude sur la connaissance de la densité apparente du sol qui conditionne la précision de la mesure de la teneur en eau par la méthode gravimétrique.

T
E
R
R
A
I
N

La connaissance et le suivi dans le temps de profils hydriques dans les sols est d'une grande importance car, outre les phénomènes de transfert qui en dépendent, c'est à partir de ces profils que l'on peut effectuer des bilans, estimer des flux, repérer des fronts de migration d'eau, etc. La méthode la plus ancienne (depuis maintenant 40 ans) pour accéder à une caractérisation des profils d'humidité dans les sols a été la sonde à neutrons. Malgré ses contraintes, elle a l'avantage d'accéder directement à un profil en considérant un volume de mesure important.

Compte tenu des restrictions de plus en plus drastiques appliquées à l'utilisation de cette méthode nucléaire, les approches TDR et de mesures capacitives se substituent de plus en plus à la méthode neutronique. Ces dernières années, ces nouvelles techniques de mesure (TDR et capacitive) se sont beaucoup développées en intégrant des possibilités de mesure en continu et en temps réel de la variation de la teneur en eau du sol [Baker et Allmaras, 1990 ; Herkelrath et al, 1991 ; Starr et Paltineanu, 1998 ; Baumhardt et al, 2000 ; Evett et al, 2006 ; ...].

3.1.3. Teneur en air

La teneur en air (ou en gas) θ_a [-] est exprimée en pourcentage et correspond au rapport du volume des vides occupés par de l'air V_a [L³] au volume total V_T [L³] de l'échantillon de sol :



$$\theta_a = \frac{V_a}{V_T} \quad (32)$$

La teneur en air est déterminée au laboratoire par la différence entre la porosité n et la teneur en eau θ_w .

3.1.4. Carbone organique / matières organiques

La matière organique stable du sol (humus) est issue de la décomposition progressive des résidus de culture, des végétaux, des animaux et autres organismes biologiques vivants dans le sol (acariens, champignons, microfaune, microflore...). Elle joue un rôle important dans les fonctionnements physique, chimique et biologiques du sol. Les minéraux argileux et la matière organique sont les plus cités comme étant responsables de la fixation des substances polluantes organiques. La teneur en carbone organique, usuellement notée (f_{oc}), constitue le paramètre fondamental influençant le mécanisme de sorption des substances organiques non polaires [Karickhoff et al, 1979 ; Means et al, 1980 ; Chiou et al, 1983 ; ...].

L
A
B
O
R
A
T
O
I
R
E

La détermination du taux de matière organique d'un sol est réalisée indirectement à partir du dosage de la teneur en carbone organique suivant la méthode normalisée internationale NF ISO 14235. Pour calculer la teneur en matière organique du sol (MO en %, ou g/100 g de sol sec), la teneur en carbone du sol (C en %, ou g/100 g de sol sec) est multipliée par un coefficient de valeur 1,72 : $C \% \times 1,72 = MO \%$. Le coefficient 1,72 correspond à la proportion moyenne de carbone dans la matière organique totale (humus) du sol (cette proportion est de 58 %).

Dans le cadre de diagnostics portant sur les sols afin d'évaluer la possible sorption des pollutions sur le sol, il conviendra de sélectionner des échantillons non pollués par des composés organiques afin de mesurer la teneur en matière organique hors pollution.

Enfin, mentionnons que la connaissance des teneurs en carbone (C %) et en azote (N %) permet le calcul du rapport C/N qui est largement utilisé pour caractériser et classer les types de matières organiques contenues dans un sol.

3.1.5. Perméabilités à l'air et à l'eau

La perméabilité d'un sol est l'aptitude de la matrice solide à se laisser traverser par un fluide sous l'effet d'un gradient de pression motrice. Elle est habituellement recherchée à travers deux paramètres [Castany, 1979 ; Schneebeli, 1987] : le **coefficient de perméabilité à saturation** K_i , pour le fluide i , de dimension $[L T^{-1}]$ (qui correspond à la conductivité hydraulique K_w pour l'eau telle que définie par la loi de Darcy) et la **perméabilité intrinsèque** k de dimension $[L^2]$ (grandeur spécifique du milieu poreux définie à l'échelle macroscopique).

K_i dépend non seulement des caractéristiques sédimentologiques du sol mais encore des caractéristiques physiques du fluide en circulation. K_i est liée à k par la relation :

$$K_i = \frac{\rho_i g}{\mu_i} k \tag{33}$$

où $g [L T^{-2}]$ est l'accélération de la pesanteur, $\rho_i [ML^{-3}]$ et $\mu_i [ML^{-1}T^{-1}]$ étant respectivement la masse volumique et le coefficient de viscosité dynamique du fluide i en circulation. Notons que le coefficient de viscosité dynamique et la masse volumique du fluide dépendent de la température. Par ailleurs, dans le contexte de sites pollués, l'air du sol étant fortement chargé en composés volatils, ces deux paramètres physiques dépendent également de la composition de l'air.

Afin d'aider à la lecture de la perméabilité à l'air, le tableau ci-contre donne les correspondances pour des milieux saturés en fluide.

Perméabilité intrinsèque k (m^2)	Coefficient de perméabilité à l'eau à saturation (ou conductivité hydraulique) (m/s)	Coefficient de perméabilité à l'air à saturation (m/s)
$1.15 \cdot 10^{-10}$	10^{-3}	$7.81 \cdot 10^{-5}$

Sont considérés : masse volumique de l'eau : 1000 kg/m^3 , masse volumique de l'air : 1.23 kg/m^3 , viscosité de l'eau : $1.15 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$; viscosité de l'air : $1.8 \cdot 10^{-5} \text{ Pa.s}$

TABLEAU 6 – CORRESPONDANCE ENTRE PERMEABILITE INTRINSEQUE, COEFFICIENT DE PERMEABILITE A SATURATION A L'EAU ET A L'AIR

Quand le milieu est partiellement saturé, la perméabilité à chaque phase est dépendante de la saturation. Ainsi, la perméabilité au gaz en zone non saturée sera variable spatialement (suivant le profil de saturation en gaz) et dans le temps (suivant les épisodes d'infiltration d'eau). En utilisant la formulation usuelle, dite de Darcy généralisée (Muskat, 1937) pour décrire la vitesse de filtration de la phase gazeuse, le terme de la perméabilité relative (cf. Equation (8)) de la phase fluide α ($\alpha=a$ (air), et $\alpha=w$ (eau)) est utilisé. Les **perméabilités relatives** $k_{r\alpha} [-]$ peuvent être considérées comme des facteurs d'échelle qui dépendent des saturations des fluides présents et doivent obéir à la contrainte suivante :

$$0 \leq k_{r\alpha}(S_\alpha, \dots, S_{\alpha'}) \leq 1 \quad ; \forall \alpha \tag{34}$$

Les perméabilités relatives sont des fonctions non-linéaires de la saturation, comme illustré sur la Figure 15.

k_r = perméabilité relative pour l'air (a) et l'eau (w),
 S_w = saturation en eau.
 S_{wi} et S_{ar} représentent la saturation irréductible en eau et la saturation résiduelle en air.

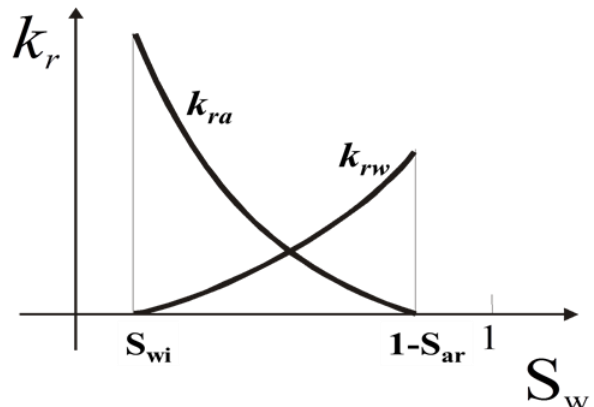


FIGURE 15 – COURBES DE PERMEABILITE RELATIVE A L'AIR ET A L'EAU EN FONCTION DE LA SATURATION

Ces courbes mettent également en évidence un effet important, qui trouve ici sa traduction mathématique : l'existence de *saturations résiduelles* (vocabulaire utilisé pour la saturation minimale en fluide non-mouillant) ou *irréductibles* (vocabulaire utilisé pour la saturation minimale en fluide mouillant). Ces valeurs de saturations extrêmes dépendent des propriétés des fluides en présence, des caractéristiques du milieu poreux, et de l'historique de mise en place des fluides. Les valeurs observées peuvent aller de quelques % à près de 50%. Bien que des corrélations existent dans la littérature pour estimer ces propriétés non-linéaires, notamment dans le cas eau-gaz (par exemple, modèle de Mualem-van Genuchten (MVG) (van Genuchten (1980))), il est recommandé, d'une manière générale, de déterminer expérimentalement ces caractéristiques des écoulements multiphasiques.

Les coefficients de perméabilité peuvent être déterminés en laboratoire ou in situ. L'écart entre les mesures de laboratoire et les mesures in situ peut être important compte tenu de l'hétérogénéité du terrain et de l'échelle de mesure. Les mesures de laboratoire sont surtout effectuées dans un but de recherche (mesures comparatives) ou pour obtenir un ordre de grandeur d'un milieu parfaitement connu. Dans le contexte de l'évaluation des transferts de COV vers l'air, il est préférable, pour une meilleure prise en compte des hétérogénéités, de réaliser des mesures in-situ de la perméabilité à l'air des terrains.

Mesures de la perméabilité en laboratoire

L
A
B
O
R
A
T
O
I
R
E

Les mesures de perméabilité à l'eau effectuées en laboratoire peuvent être réalisées dans des perméamètres à charge constante ou à charge variable en reprenant l'expérience de Darcy dans un dispositif type colonne. Cette méthode n'est donc applicable que dans le cas où l'écoulement est dit rampant, écoulement pour lequel les forces d'inertie sont négligeables devant les forces de viscosité. Ces écoulements correspondent aux cas où le nombre de Reynolds en milieu poreux Re , défini comme $Re = Vd/\mu$ où d est un diamètre caractéristique des particules solides, est inférieur à une limite comprise entre 1 et 10 (Bear, 1972). La méthode de prélèvement des sols sur site (carottes non remaniées par exemple) et celle de préparation de la cellule soumise à la mesure (mesure sur une carotte entière ou re-carottage dans une carotte par exemple) sont des points d'importance pour la représentativité des mesures. On note en particulier que la plupart des méthodes de forage impose un prélèvement dans le sens vertical. Il est cependant possible de mesurer les perméabilités horizontales en re-carottage la carotte initiale dans une direction perpendiculaire à celle-ci.

Les mesures en laboratoire de la perméabilité à un gaz (hélium, air, azote,...) constituent des mesures particulières. L'équation de bilan de masse combinée avec la loi de Darcy pour décrire la vitesse macroscopique de filtration conduit à une perte de charge pour une dimension de colonne finie qui n'est plus linéaire en « p » à cause de la compressibilité du gaz. Les résultats de perméabilité doivent être corrigés des effets d'inertie (effets de Forchheimer) lorsque le nombre de Reynolds en milieu poreux dépassent la limite de 10. Pour des écoulements à nombre de Knudsen élevé, les résultats doivent également être corrigés des effets moléculaires (effets de Klinkenberg) dus au glissement des particules gazeuses le long des parois du réseau poreux.

Mesures de la perméabilité in situ

T
E
R
R
A
I
N

Les mesures in-situ de perméabilité à l'air ou à l'eau peuvent être obtenues en utilisant la réaction du terrain à un essai de pompage ou à une infiltration forcée selon le degré de perméabilité du terrain. Le coefficient de perméabilité in situ peut être évalué principalement de deux manières : l'essai ponctuel en forage (dit essai Lefranc ou essai de puits) et l'essai de pompage à grande échelle qui est, par ailleurs, le seul à permettre également l'évaluation de la transmissivité et du coefficient d'emmagasinement. Plusieurs méthodes de mesures in-situ sont décrites et détaillées dans Schneebeli (1987).

Il est à noter également l'existence de méthodes utilisant l'infiltration d'eau à la surface du sol à l'aide d'anneaux ou de disques qui permettent également d'accéder à la perméabilité verticale à

l'eau à saturation (voir guide TRANSAT, Kaskassian et al., 2009). Celle-ci peut être traduite en une perméabilité au gaz par la connaissance de la porosité et saturation en gaz des terrains.

L'interprétation de mesures in situ de la perméabilité à l'air de sol sont souvent faites à partir des solutions analytiques développées initialement pour l'écoulement de l'eau en système radial en milieu poreux. Par exemple, Massmann (1989) et Johnson et al (1990) utilisent la solution de Theis pour les essais de pompage d'air en mesurant la pression d'air en régime transitoire dans un piézair. Un aperçu des essais de pompage d'air utilisés en zone non saturée est donné dans Massmann and Madden (1994).

Des documents orientés vers la gestion des problématiques de transport de COV dans la zone non saturée présentent également la méthode de réalisation et d'interprétation de ces essais. Les mises en œuvre et interprétations dans le cadre du projet pour la détermination des perméabilités des sols sur le site atelier se sont ainsi référés pour les essais dits Lefranc à DTSC (2011) et pour les essais de pompage à Suthersan (1999) et EPA (1991) dédiés au dimensionnement d'opérations de venting.

Lors de la mise en œuvre sur site, une attention particulière devra être portée à l'étanchéité des piézairs (voir § 6.5.3) et de l'ensemble de la connectique et au fait que la perméabilité déduite est dépendante de la saturation en eau des terrains et de la possible réalimentation par l'atmosphère. Ainsi, afin de ne pas sous-estimer la perméabilité au gaz, il conviendra de choisir des ouvrages situés dans les bâtiments ou sous un revêtement étanche.

Etant en milieu partiellement saturé en air, le coefficient de perméabilité déduit de ces essais est le produit entre le coefficient de perméabilité à saturation K_a [LT^{-1}] et la perméabilité relative à l'air k_{ra} [-].

Essai de puits (Essais Lefranc)

Les coefficients de perméabilité à l'air K_a, k_{ra} [LT^{-1}] sont obtenus à partir des essais de puits en mesurant la dépression par l'équation suivante :



$$K_a \cdot k_{ra} = Q \frac{\rho_a g \ln\left(\frac{R}{r}\right) p_{sdt}}{\pi h (p^2 - p_0^2)} \quad (35)$$

où Q [L^3T^{-1}] est le débit de pompage, R [L] le rayon d'action du pompage parfois assimilée à la hauteur crépinée de l'ouvrage, r [L] et h [L] le rayon et la hauteur crépinée de l'ouvrage, p_{sdt} [$ML^{-1}T^{-2}$] pression de l'air en condition standard, p [$ML^{-1}T^{-2}$] la pression dans l'ouvrage, p_0 [$ML^{-1}T^{-2}$] la pression de l'air ambiant durant l'essai.

Sur le site atelier FLUXOBAT, 3 essais de pompage ont été réalisés.

La Figure 17 présente les dépressions mesurées en 3 points distants de 3 à 10 mètres du puits de pompage

La perméabilité à l'air¹⁷ déduite pour les sables et graviers est de $9,3 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$

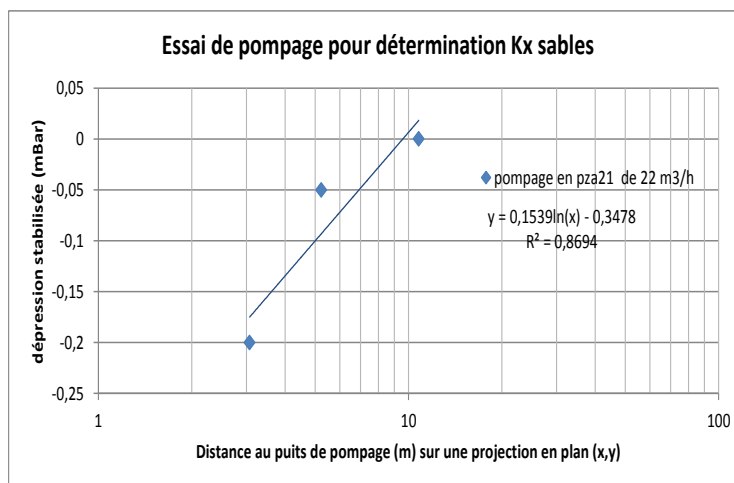


FIGURE 17 : INTERPRETATION GRAPHIQUE D'UN ESSAI DE POMPAGE POUR LA DETERMINATION DE LA PERMEABILITE AU GAZ IN SITU (SITE ATELIER FLUXOBAT)

3.2. PARAMETRES DE LA DALLE

Le béton dont est généralement constituée la dalle est un matériau complexe, constitué d'un mélange de ciment, d'eau et de granulats, avec quelques adjuvants possibles en faible proportion.

Après durcissement, un béton est donc constitué de grains juxtaposés, enrobés et liés par la pâte cimentaire et plus ou moins enchevêtrés. C'est un matériau hétérogène, pouvant être assimilé à une matrice solide à travers laquelle peuvent percoler des phases fluides.

L'étude du transfert d'un polluant dans ce milieu, nécessite la connaissance des propriétés physico-chimiques du produit concerné, mais également de la structure et microstructure (porosité, distribution et taille des pores...) des matériaux poreux traversés. Ces derniers en effet déterminent l'aptitude du milieu à laisser passer des molécules, et, donc, contrôlent le transfert. De telles données ne sont pas toujours disponibles dans la littérature, mais peuvent être mesurées expérimentalement.

3.2.1. Porosité

La porosité du béton est constituée de plusieurs familles de vides dont les dimensions sont comprises entre quelques millimètres et quelques dizaines d'Angström. Par ordre décroissant de taille (diamètre), on trouve :

- les vides d'air occlus et les défauts de compaction ($\varnothing > 1 \text{ mm}$),
- les bulles d'air entraînées ($10 \mu\text{m} < \varnothing < 1 \text{ mm}$),
- les pores capillaires ($0,01 \mu\text{m} < \varnothing < 5 \mu\text{m}$),
- les pores de gel ($\varnothing < 4 \cdot 10^{-9} \text{ m}$.) contiennent de l'eau, en partie adsorbée. Cette eau est relativement stable et il est difficile de l'extraire par séchage.

Dans le béton, les granulats, composés principalement de silice sont généralement imperméables, c'est donc dans la pâte de ciment (mélange de ciment hydraté et de sable, consolidés ensemble, aussi appelé mortier) que les transferts ont lieu. La pâte de ciment est un matériau poreux, perméable, comportant des pores de différentes tailles formés lors de l'hydratation du ciment.

¹⁷ L'expression de la perméabilité à l'air (en m^2) correspond à $K_a \cdot k_{ra} \cdot \mu / (\rho \cdot g)$ avec μ , la viscosité de l'air de $1,71 \cdot 10^{-5} \text{ Pa}$, ρ la densité de l'air de $1,184 \text{ kg/m}^3$ et g , l'accélération de la pesanteur de $9,84 \text{ m/s}^2$

Dans les mécanismes présentés au chapitre 2, la porosité joue un rôle important. Celle-ci peut être mesurée dans la pâte de ciment par porosimétrie mercure, sur des échantillons de ciments extraits d'un béton donné par concassage.

LABORATOIRE

Mesure locale en laboratoire de la porosité par intrusion de mercure

Le mercure, en tant que phase non-mouillante, pénètre dans les pores de la même façon qu'un gaz. La pression capillaire (P_c) nécessaire pour que le mercure pénètre dans un tube cylindrique de rayon R [L] est donnée par la différence entre P_{nw} , la pression de la phase non-mouillante (gaz ou mercure), et P_w , la pression de la phase mouillante. Classiquement cette pression capillaire peut être calculée par l'équation de Washburn (Baroghel-Bouny, et al. 2002) :

$$P_c = P_{nw} - P_w = 2 \sigma \cos(\alpha / R) \tag{37}$$

où α est l'angle de contact (130° pour le mercure, 0° pour le système eau-air), et σ la tension de surface ($\sigma_{merc} = 0,485 \text{ Nm}^{-1}$, et $\sigma_{eau} = 0,073 \text{ Nm}^{-1}$).

Au fur et à mesure que la pression capillaire augmente, le mercure s'introduit dans les pores de plus en plus petits. Le volume de mercure introduit à une pression donnée correspond au volume de pore pénétré et est représentatif de la distribution du diamètre de la structure poreuse. Ce volume permet aussi de calculer, en fonction des diamètres de pores, la surface spécifique de ceux-ci.

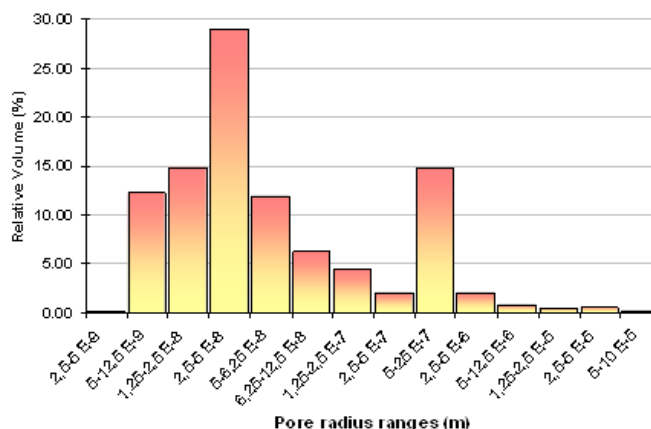


FIGURE 18 : MESURE DE LA POROSITE PAR INTRUSION DE MERCURE, REPARTITION DU RAYON MOYEN DES PORES DANS LA PATE DE CIMENT DU BETON UTILISE DANS LE PROJET FLUXOBAT

A noter que dans l'interprétation des résultats de cette technique, le milieu poreux est considéré comme un système de pores cylindriques, les diamètres obtenus sont donc des « diamètres cylindriques équivalents ». Par ailleurs le diamètre minimal des pores qui peuvent être pénétrés par le mercure est de 3 nm. Ce modèle n'est donc pas forcément parfaitement représentatif de la structure de la pâte de ciment.

La porosité obtenue est celle de la pâte de ciment. Pour obtenir celle du béton complet, il faut tenir compte de la proportion de cet élément par rapport à celle des granulats. Celle-ci peut être obtenue par analyse d'image d'une carotte de béton ou par pesée d'un béton concassé. Moyennant des précautions sur la représentativité des échantillons, cette méthode utilisant l'intrusion de mercure reste le principal outil pour le laboratoire pour caractériser la taille des pores.

D'autres méthodes existent, comme la picnométrie au gaz et la saturation par un liquide mouillant.

Mesure globale de porosité ouverte (en laboratoire)

Le mode opératoire appliqué par l'AFPC-AFREM pour la mesure de la porosité « ouverte », où communément appelée aussi « porosité accessible à l'eau » consiste à immerger dans l'eau un

échantillon de béton pour obtenir une saturation en eau sous vide, puis à procéder à des pesées hydrostatique.

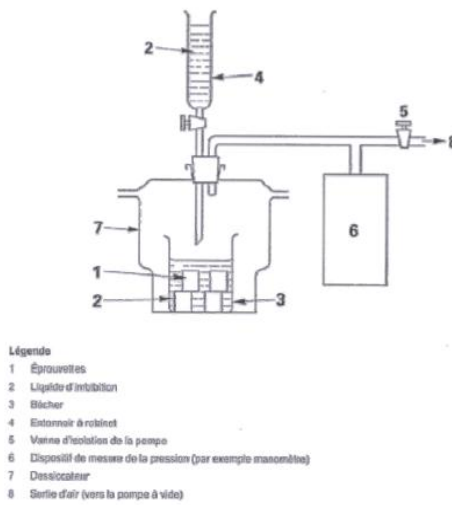


FIGURE 19 : SCHEMA DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL UTILISE POUR LA MESURE DE LA POROSITE A L'EAU DES BETONS

La détermination de la porosité n [-] repose alors sur l'équation suivante :

$$n = \frac{m_{sat} - m_{sec}}{m_{sat} - m_{sat,imm}} \quad (38)$$

où n est un rapport volumique, m_{sec} [M] est la masse de l'éprouvette après séchage en étuve à 80°C, $m_{sat,imm}$ [M] est la masse de l'éprouvette en état saturé mesurée lorsque celle-ci est immergée dans l'eau et m_{sat} [M] est la masse de l'éprouvette saturée en eau mesurée "dans l'air".

Afin de pouvoir effectuer cette mesure, les éprouvettes sont placées dans une cloche en verre hermétique à basse pression à l'aide d'une pompe à vide. L'éprouvette est maintenue 4 heures dans cet état, à la suite de quoi de l'eau est progressivement introduite jusqu'à ce que l'éprouvette soit immergée sur environ 20 mm de sa hauteur. Cette opération a pour but d'emprisonner le minimum d'air dans les pores du béton lors de l'immersion de l'éprouvette. Ces conditions sont maintenues durant 24 heures afin que l'eau remplisse tout le réseau poreux du matériau. L'éprouvette, considérée saturée d'eau, est pesée dans l'eau grâce à une balance hydrostatique, Une dernière pesée rapide de l'éprouvette sortie de l'eau et essuyée avec un linge humide afin d'enlever le film d'eau superficiel sans enlever l'eau dans les pores proches de la surface de l'éprouvette permet d'obtenir m_{sat} .

La connaissance de la masse de l'éprouvette dans ces trois états (sèche, saturée immergée et saturée dans l'air) permet également de déterminer la masse volumique apparente du béton ρ_{app} [-] à l'aide de l'équation :

$$\rho_{app} = \frac{m_{sec}}{m_{sat} - m_{sat,imm}} \times \rho_w \quad (39)$$

où ρ_w est la masse volumique de l'eau.

3.2.2. Teneur en eau

Parmi les méthodes d'investigation de la teneur en eau dans les bétons certaines peuvent être appliquées à une dalle (mesure de l'humidité relative par sondes capacitives) et une autre méthode est applicable à un échantillon extrait d'une dalle (mesure par rayons gamma) [Khelidj and Bastian, 2000].

Mesure de l'humidité relative par sonde hygrothermiques

Des sondes hygrothermiques peuvent être introduites en différents points de la dalle. Ces sondes fournissent la température et l'humidité relative interne localement dans le béton. L'acquisition des résultats est effectuée à l'aide d'une centrale en continu [Khelidj and Bastian, 2000].

Mesure par gammamétrie

Le principe de la méthode est fondé sur l'atténuation d'un flux de photons gamma émis par une source radioactive après traversée d'une épaisseur de matériau $e_{\text{matériau}}$. Les mesures sont effectuées avec un banc gamma sur un échantillon de béton prélevé sur une dalle.

Le banc gamma est un appareil destiné à l'auscultation de matériaux de nature diverse par mesure de leur masse volumique en utilisant l'absorption de rayons gamma. Il permet de contrôler l'homogénéité d'une éprouvette et de suivre l'évolution de la densité dans différentes conditions.

Le calcul de la variation de la teneur en eau est basé sur la connaissance de la masse volumique donnée par l'équation suivante [Khelidj and Bastian, 2000] :

$$\rho_{\text{matériau}} = \frac{-1}{Z_{\text{correc}} \chi e_{\text{matériau}}} \ln \frac{n_{\text{pho},0}}{n_{\text{pho},R}} \quad (40)$$

où $n_{\text{pho},0}$ est le nombre de photons incidents, $n_{\text{pho},R}$ est le nombre de photons recueillis après traversée du matériau, Z_{correc} est le coefficient de correction dû à la géométrie de l'appareil, $e_{\text{matériau}}$ [L] est l'épaisseur du matériau et χ est le coefficient d'absorption massique du matériau, pour l'énergie du rayonnement considéré.

La variation de la teneur en eau massique Δw_{mas} [-] est alors donnée par l'équation :

$$\Delta w_{\text{mas}} \equiv w_{\text{mas}}(t_0) - w_{\text{mas}}(t) = [\rho(t_0) - \rho(t)] \frac{V_{\text{ech}}}{m_{\text{sec}}} \quad (41)$$

où t_0 [T] et t [T] sont l'instant initial et l'instant actuel, ρ [ML⁻³] la masse volumique de l'eau, et V_{ech} [L³] le volume de l'échantillon.

3.2.3. Perméabilité des dalles

Compte tenu de la grande variabilité des perméabilités de dalles (voir Tableau 38 et Tableau 39) leur mesure présente un intérêt pour la compréhension de situations où la qualité de l'air intérieur est dégradée, ce sont alors des mesures in situ qui seront à privilégier. En effet, compte tenu des fortes hétérogénéités au sein d'une dalle et de l'impossibilité (dans le cas d'un bâtiment utilisé) de démultiplier les carottages de la dalle, les méthodes non destructives sont davantage adaptées.

Pour la prédiction de transferts vers un bâtiment futur (et donc pour une dalle qui n'est pas encore mise en place), la caractérisation sera réalisée sur des carottes de béton au laboratoire. La caractérisation couplée de la perméabilité avec les autres mécanismes de transport (diffusion et sorption) étant également possible, elle est alors à privilégier (cette méthode développée dans le cadre du projet FLUXOBAT est présentée au § 3.2.5).

Mesures au laboratoire

La perméabilité apparente d'un béton est généralement obtenue à partir du débit volumique mesuré à la sortie d'un échantillon soumis à une différence de pression à l'état stationnaire.

L'appareil de mesure de perméabilité normalisé en génie civil (norme XP 18-463) est l'appareil Cembureau (Hermann, 2000 ; Baroghel-Bouny et al., 2002 ; Ollivier et al., 2008). L'essai consiste à soumettre l'échantillon à un différentiel de pression constant, et à mesurer le débit de fluide, en régime permanent. L'échantillon de béton (généralement une galette de 15 cm de diamètre), est placé hermétiquement dans une chambre. Un gaz pur, généralement de l'hydrogène traverse

l'échantillon, à une pression donnée, et le débit d'air sortant de l'échantillon est mesuré par un débitmètre. L'air est à éviter, car il contient du CO₂ susceptible de carbonater le béton. Le principe du perméamètre à charge constante de type Cembureau [Kollek, 1989] appliqué au béton est représenté ci-après.

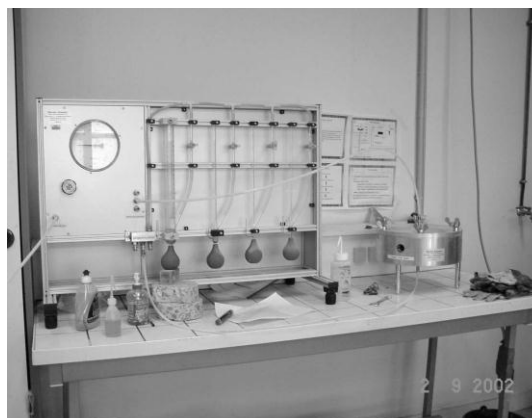
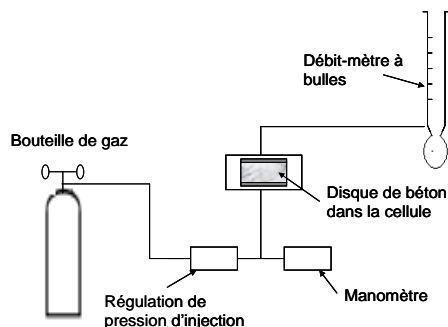


FIGURE 20 : DISPOSITIF EXPERIMENTAL DE MESURE DE PERMEABILITE AU GAZ DES BETONS: PERMEAMETRE A CHARGE CONSTANTE

La perméabilité apparente k_{app} [L²] est calculée en prenant en compte la variation de densité du gaz à partir de :



$$k_{app} = \frac{2 P_a Q e \mu_a}{A (P_0^2 - P_a^2)} \quad (42)$$

où A [L²] est la section du corps d'épreuve, e [L] l'épaisseur du corps d'épreuve, P₀ [ML⁻¹T⁻²] la pression absolue à l'entrée, P_a [ML⁻¹T⁻²] la pression atmosphérique, Q est le débit volumique et μ_a [ML⁻¹T⁻¹] est le coefficient de viscosité dynamique du gaz utilisé.

La perméabilité ainsi calculée est la perméabilité apparente (voir § 2.2.2). Pour calculer la perméabilité intrinsèque, qui ne dépend pas de la pression, il faut tracer la droite qui relie la perméabilité apparente à l'inverse du gradient de pression, et trouver l'ordonnée à l'origine de cette droite. La pente de la courbe indique l'importance de l'effet Klinkenberg (coefficient *b*). A noter que l'approche de Klinkenberg se place dans le cadre d'un écoulement visqueux à très bas nombre de Reynolds. Il est donc nécessaire de vérifier la nature de l'écoulement du gaz durant l'essai de perméabilité. Pour ce faire, il faut tracer le débit d'écoulement obtenu en fonction du gradient de pression imposé au carré. Si la courbe obtenue est linéaire avec une pente supérieure à 1, cela confirmera un écoulement visqueux et la perméabilité intrinsèque peut bien être approchée par la théorie de Klinkenberg [Villain, Baroghel-Bouny et al., 2001].

De tels essais ont été mis en œuvre sur 9 échantillons de dalles carottés sur le site atelier, les résultats sont présentés en annexe 8 ainsi que sur les carottes de béton réalisées dans le cadre du projet (voir figure ci-après).

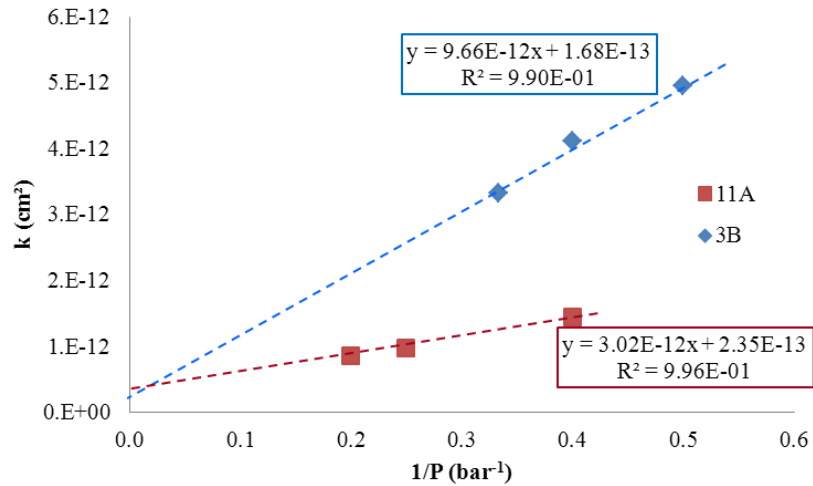


FIGURE 21 : EXEMPLE DE MESURES DE PERMEABILITE APPARENTE REALISEES AVEC LE CEMBUREAU ET DETERMINATION DE LA PERMEABILITE INTRINSEQUE, POUR 2 ECHANTILLONS DE BETONS ETUDIES DANS LE CADRE DU PROJET FLUXOBAT

TERRAIN

Mesures locales sur site

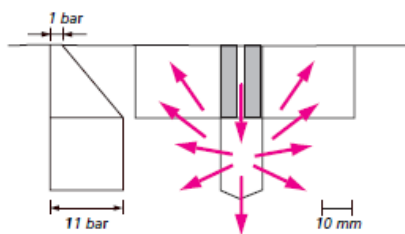
A l’heure actuelle aucun dispositif de mesure in situ ne présente les dimensions suffisantes pour caractériser la perméabilité à l’échelle intégrale de la dalle. Plusieurs outils sont actuellement commercialisés pour la mesure in situ de la perméabilité. Se distinguent les méthodes intrusives dites méthodes FIM pour Figg’s Intrusive Method (Figg, 1973) nécessitant la réalisation de petits trous dans le béton et les méthodes non intrusives consistant à apposer une chambre de mesure sur la surface à tester [Schönlin and Hilsdorf (1987), Berissi et al (1987), Torrent (1992), Li et al. (2004, 2010) Imamoto et al., (2005,2006)...]. Certains de ces dispositifs de mesures sont commercialisés (Torrent, Permea TORR et TinyPerm...)

L’avantage de telles méthodes est leur rapidité de mise en œuvre, les inconvénients peuvent être i) la nécessité de forer un trou dans la dalle (Figg), ii) la taille de la surface testée (ϕ 10 mm pour le TinyPerm, également faible pour Figg) ou encore iii) la détermination d’un indice de perméabilité (PermeaTorr).

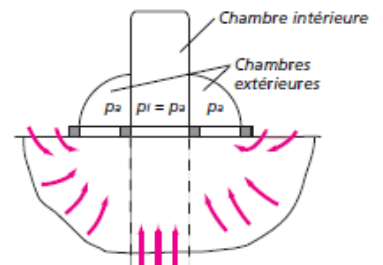
La Figure 22 ci-dessous présente le Tiny Perm, la méthode intrusive de Figg et la chambre à deux cellules de Torrent. Ont été testées dans le projet les méthodes du TinyPerm, et une chambre à une cellule développée par BURGEAP sur le modèle de Imamoto (2005) Une des différences essentielles entre ces dispositifs est la surface de dalle pouvant être testée, les diamètres des cellules TinyPerm et de la chambre testée étant respectivement de 10 mm et 260 mm. Associée aux hétérogénéités des dalles, plus la surface sera grande, plus le nombre potentiel de fissures représentées sera élevé.



(a) Perméamètre TinyPerm (source : New England Research)



(b) Représentation schématique de l’écoulement et de la répartition de la pression dans un trou foré (TFB, 2000)



(c) Cellule de mesure TORRENT (Torrent, 1992), tiré de TFB, 2000)

FIGURE 22 : QUELQUES DISPOSITIFS DE MESURES IN SITU DE LA PERMEABILITE DE DALLE

TinyPerm

Le Tinyperm, a été conçu pour caractériser la perméabilité de matrice des roches ou l'épaisseur effective de leurs fissures (NER, 2011 ; Huysmans et al., 2008 ; Savidge, 2011), les perméabilités concernées sont, pour Rotevatn et al.(2008), comprises entre 10⁻⁴ et 10 darcys (soit 10⁻¹⁶ à 10⁻¹¹ m²). Avec une profondeur d'investigation inférieure ou égale à 2 fois le diamètre de la zone de contact entre l'appareil et la roche à caractériser, cet appareil réalise des mesures très locales (Goggin et al., 1988 ; Jensen et al., 1994). A partir de la mesure de l'épaisseur de la fissure, on passe à la perméabilité locale de la fissure via la formule suivante (Zimmerman et Main, 2004) :



$$k_i = \frac{e_i^2}{12} \tag{43}$$

où e_i [L] représente l'épaisseur moyenne de la fissure i sur la zone de mesure.

L'apport global de chaque fissure est obtenu en moyennant les produits épaisseur locale de la fissure par sa perméabilité, en multipliant par la longueur totale de chaque fissure (Akhavan et al., 2012) puis en passant à la perméabilité effective globale de la dalle via une somme de ces produits en utilisant la formule suivante :



$$k_{eff} = \frac{\sum_{i=1}^n (e_{moy,i} \times k_{moy,i}) \times l_i}{A_{tot}} \tag{44}$$

où e_{moy,i} [L], k_{moy,i} [L²] et l_i [L] représentent respectivement l'épaisseur effective moyenne, la perméabilité moyenne et la longueur de la fissure i. A_{tot} [L²] est l'aire totale de la dalle. Notons que dans cette formule, la perméabilité de la matrice de béton non fissurée est considérée comme négligeable.

Comparaison de méthodes

Sur le corps d'épreuve en béton mis en place sur le bassin expérimental SCERES dont les caractéristiques sont présentées dans Marzougui (2013) une comparaison des mesures de perméabilité à l'aide du dispositif TinyPerm et la cellule de mesure développée par BURGEAP a été réalisée.

Sur le corps d'épreuve, les mesures locales au TinyPerm ont varié entre 4.10⁻¹⁵ m² (zones visiblement non fissurées) et 3.10⁻¹¹ m² (fissure de 0.6 mm). Sur 5 zones, des mesures avec la cellule unichambre ont été réalisées. L'interprétation des mesures du retour à l'équilibre en pression dans la cellule est figurée ci-contre. La comparaison des mesures de perméabilité de la dalle au TinyPerm et à la cellule unichambre montre une bonne corrélation pour des gammes de perméabilité de 10⁻¹² à 10⁻¹³ m² (publication à paraître)

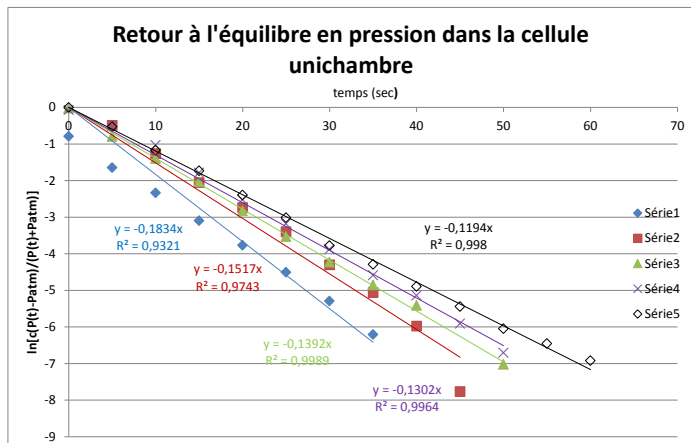


FIGURE 23 : MESURES IN SITU DE PERMEABILITE DE DALLE –RETOURS A L'EQUILIBRE LORS DES MESURES AVEC LA CELLULE UNICHAMBRE (SITE PILOTE SCERES)

Parallèlement sur le site atelier, la perméabilité de la dalle de 168 m² a été recherchée à travers des mesures sur 9 carottes (φ = 15 cm) et des mesures in situ à l'aide de la cellule développée (φ = 26 cm).

Il ressort de la Figure 23 une relative bonne cohérence sur les interprétations des mesures in situ (soit en régime établi soit lors du retour à l'équilibre). Mais ces résultats s'écartent de plusieurs ordres de grandeur des mesures au laboratoire. Les raisons de divergence pouvant être associées à des surfaces testées différentes n'intégrant pas la même densité de fissure, à l'effet du perçage de la dalle ou des circulations préférentielles lors des mesures in situ.

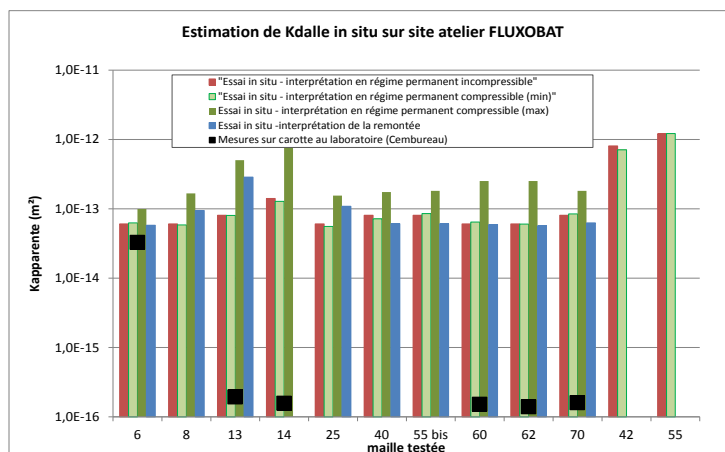


FIGURE 24 : MESURES DE PERMEABILITE DE DALLE –IN SITU VERSUS LABORATOIRE (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Actuellement si les dispositifs de mesures in situ sont reconnus et de plus en plus utilisés pour la comparaison des bétons (TinyPerm, PermeaTorr), l'échelle de mesure de ces dispositifs reste réduite et n'est pas nécessairement adaptée à la caractérisation d'une dalle d'un bâtiment dans son intégralité. En effet, il ne peut être exclu que des fissures (en particulier périphériques) ou des passages préférentiels (joints défectueux, passage de réseau) ne soient pas mesurés par ces méthodes très locales.

Ainsi, si elles paraissent tout de même plus intéressantes que des mesures sur des carottes de béton (méthode particulièrement intrusive), leur application pour la caractérisation de la perméabilité équivalente des dalles de bâtiment nécessitera vraisemblablement des développements.

3.2.4. Coefficient de diffusion

Diffusion de traceurs

Le béton étant un milieu poreux très particulier, les formules et méthodes utilisées pour les sols peuvent être inadaptées. En effet, la quantification des flux de polluant gazeux au travers du béton nécessite la connaissance de mécanismes de transferts liés aux propriétés des gaz, à la porosité et la taille moyenne des pores du béton, ainsi qu'au type et dimensions des fissures, données généralement difficilement accessibles. Une caractérisation macroscopique, à l'échelle d'une carotte ou d'un prélèvement représentatif du milieu est alors préconisée.

La plupart des travaux réalisés sur la diffusion au travers de bétons concernent la diffusion du radon, ou de gaz simples comme l'O₂ ou le CO₂, dans l'optique d'étudier les paramètres influençant la durabilité des bétons. Il s'agit de gaz dont les transferts ne correspondent pas aux COV ou autres polluants gazeux. L'application des techniques utilisées dans ce cas avec des gaz inertes (vis à vis du béton) permettent de déterminer l'influence de la géométrie structurale des pores du béton sur le transfert par diffusion, donc essentiellement la tortuosité du milieu. La connaissance de cette tortuosité avec le coefficient de diffusion du polluant dans l'air libre permet d'obtenir une estimation du coefficient de diffusion effectif du polluant à travers du béton.

Les vapeurs de polluants (composant organiques, chlores ...) peuvent réagir chimiquement avec le béton ainsi qu'avec le dispositif de mesure. L'étude de leurs transferts et la détermination du coefficient de diffusion effectif doivent être réalisées avec un dispositif spécifique, résistant aux agressions chimiques, et doit prendre en compte les interactions polluant – matrice solide. Un tel dispositif est présenté dans la partie sorption où un protocole unique, plus rapide que les méthodes présentées dans cette partie, permet de déterminer le retard, la tortuosité et le coefficient de diffusion effectif.

Il existe trois principales techniques pour mesurer le coefficient de diffusion de gaz inertes à travers du béton (et des matériaux de construction en général) : la « cup method », la « méthode des chambres jumelles », et la méthode du « test de porosité ».

La « *Cup method* » est une technique reprenant le même principe que celui utilisé dans les méthodes de « wet cup » et « dry cup » pour la diffusion de la vapeur d'eau. Un échantillon de béton est placé de façon à recouvrir un récipient contenant le composé traceur sous forme liquide. L'ensemble est placé dans une enceinte à atmosphère contrôlée, et pesée régulièrement par une balance de précision. Le coefficient de diffusion D_{eff} est ensuite calculé à partir du taux de perte de masse à l'état stationnaire :



$$D_{eff} = \frac{f_m e_{éch}}{A_{éch} C} \quad (45)$$

où $A_{éch}$ [L²] est la surface de l'échantillon, C [ML⁻³] est la concentration massique du composé organique volatil, $e_{éch}$ [L] est l'épaisseur de l'échantillon et f_m [MT⁻¹] est le flux de masse qui traverse l'échantillon (calculé à partir de la pente de la courbe de perte de masse).

La *méthode des chambres jumelles* utilise deux chambres identiques séparées par l'échantillon de matériau à étudier. De l'air contenant une concentration connue de traceur est imposée dans une chambre, tandis que de l'air pur est imposé dans l'autre. Des échantillons d'air sont prélevés dans les deux chambres périodiquement, jusqu'à ce que le système atteigne l'état stationnaire. Le coefficient de diffusion effectif du traceur est alors obtenu à partir de la première loi de Fick :



$$D_{eff} = -\frac{f_m \Delta x}{A_{éch} \Delta C} = -\frac{Q_v e_{éch}}{A_{éch}} \frac{C_{chambre2}}{C_{chambre2} - C_{chambre1}} \quad (46)$$

où $A_{éch}$ [L²] est la surface de l'échantillon, $C_{chambre1}$ [ML⁻³] la concentration massique de traceur dans la chambre 1, $C_{chambre2}$ [ML⁻³] la concentration massique de traceur dans la chambre 2, et Q_v [L³T⁻¹] représente le débit de ventilation.

Cette technique s'appuyant sur l'évaluation du régime établi n'est pas affectée par les effets transitoires comme la sorption et peut être utilisée pour déterminer directement le coefficient effectif d'un polluant au travers du béton. Les procédures expérimentales et d'analyse sont cependant relativement compliquées et le temps expérimental est long puisqu'il faut atteindre le régime établi.

Enfin, la méthode du « *test de porosité* » repose sur la mesure de la porosité au mercure présenté précédemment. Après avoir caractérisé la structure du milieu poreux, l'application du modèle mathématique de Carninglia (Blondeau et al. (2003)) permet de calculer le coefficient de diffusion au travers du milieu, et ce a priori pour n'importe quel composant gazeux. Cette méthode a l'avantage de pouvoir être réalisée en très peu de temps (~2h), mais en général, les coefficients de diffusion ainsi calculés sont plus élevés que ceux obtenus avec les autres méthodes car la tortuosité dépend de manière complexe de la géométrie, qui, elle, n'est pas obtenue par la porosimétrie. L'inconvénient principal de cette méthode réside dans les limitations du modèle auquel elle fait appel, et ne peut normalement être appliquée qu'aux milieux homogènes et aux matériaux à une seule couche, ce qui est limitant pour le béton.

De manière générale, les difficultés à estimer les coefficients de diffusion au travers des bétons sont liées aux particularités de ce milieu qui ont des impacts sur les mécanismes de transferts des composés.

A noter que la teneur en eau du béton intervient aussi dans ces mesures, car la présence d'eau résiduelle dans le béton affecte à la fois la porosité et le rayon effectif des pores (Odeh, 2006), donc aussi la tortuosité et la diffusion effective associée.

3.2.5. Dispositif permettant la mesure de l'ensemble des paramètres

La mesure de l'ensemble des paramètres caractérisant les transferts de vapeurs de COV à travers une dalle en béton (sorption, coefficient de diffusion effectif, nombre de Péclet) peut être réalisée avec un seul dispositif, à l'aide de cellules de convection/diffusion soumises à un "pulse" (créneau) de polluant sous écoulement contrôlé.

Cette technique a été développée dans le cadre du projet Fluxobat et fait l'objet d'un brevet déposé (Musielak, 2012, IMFT).

Elle est basée sur des mesures de concentrations et de flux traversant un échantillon de dalle (carotte de béton), et comporte la mise en œuvre d'une méthode de calcul inverse afin d'évaluer la valeur du coefficient de diffusion effectif et du facteur retard associé à la sorption.

La cellule de mesure est constituée d'une carotte de béton extraite de la dalle à étudier, préparée conformément aux instructions détaillées dans le protocole du brevet, et installée de façon étanche dans le dispositif, positionnée entre deux cavités en verre (inerte) faisant office de réservoirs. Une préparation préalable de l'échantillon permet de garantir une bonne l'étanchéité qui ne sera pas altérée par le polluant pendant la durée de la mesure.

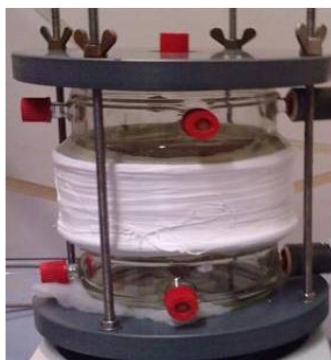


FIGURE 25 : DISPOSITIF DE MESURE DES CARACTERISTIQUES DE TRANSFERT (DIFFUSION EFFECTIF ET SORPTION) AVEC UNE GALETTE DE BETON (BREVET TTT 13-183)

La mise en place d'un régime de convection-diffusion dans la cellule est assurée par un gradient de pression imposé par le biais d'un système d'autorégulation de vitesses/débits de pompes contrôlées précisément (à 0.001ml/min près) par des débitmètres. A partir de ce dispositif étanche, il est alors possible de mettre en place différents régimes de convection /diffusion afin de mesurer différents paramètres caractéristiques des transferts dans la dalle : perméabilité, nombre de Péclet, coefficient de diffusion, et enfin sorption.

L'utilisation, dans un premier temps, d'un gaz traceur non réactif (Hexafluorure, SF₆, par exemple), permet de déterminer les paramètres de transport (Pe, et D_{eff}) ainsi que la perméabilité (k), tandis que le transfert, dans un second temps, du polluant à étudier, permet d'évaluer les propriétés de sorption : type de loi de sorption (équilibre, non-équilibre, linéaire ou pas), et les coefficients de sorption (K_d) et le retard (R).

Mesure de la perméabilité

Cette mesure reprend le principe de la méthode normalisée du dispositif Cembureau : l'imposition d'un gradient de pression entre les 2 faces de la galette et la mesure du débit qui la traverse permet d'obtenir la perméabilité apparente k_{app} .

Mesure de la tortuosité

Le principe consiste à faire passer un flux contrôlé de traceur dans l'échantillon de béton, de façon étanche, et de suivre les concentrations en sortie. Pour cette mesure il faut équiper le dispositif d'un

système d'imposition de flux convectif, avec des débitmètres en entrée en cavité aval, et en sortie en cavité amont, ainsi qu'un capteur de pression différentiel pour contrôler la différence de pression entre les 2 cavités. Il faut également mesurer les concentrations en gaz traceur : soit par prélèvement ponctuel de gaz, soit par analyse en continu grâce à un chromatographe ou autre appareil de mesure.

La technique consiste à appliquer une concentration stable dans la cavité aval, sous forme de pulse, et de traiter la réponse en sortie d'échantillon. L'analyse des résultats se fait en utilisant la courbe des concentrations relatives (concentration mesurée en sortie / concentration injectée en entrée) en fonction du temps relatif (ou en nombre de Volume Poreux, PV) et en couplant une analyse par la méthode des moments et une résolution de l'équation de transport avec estimation des paramètres par la méthode des moindres carrés. (2007 : R. Govindaraju et al., 2007, N. Toride et al., 1995).

Pour un gaz traceur non-réactif, l'équation du transport est l'équation classique de convection-diffusion, sous forme adimensionnelle s'écrit :

$$\frac{\partial C_M}{\partial T} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_M}{\partial X^2} - \frac{\partial C_M}{\partial X} \quad (47)$$

avec les paramètres adimensionnels :

$$C_M = \frac{C}{C_0}, \quad X = \frac{x}{L}, \quad T = \frac{vt}{L}, \quad Pe = \frac{vL}{D_{eff}/\theta} \quad (48)$$

où C [ML^{-3}] est la concentration, t [T] le temps, D_{eff} [L^2T^{-1}] le coefficient de diffusion effective, θ [-] la teneur volumique en air, v [LT^{-1}] la vitesse moyenne interstitielle, x [L] la distance et L [L] est l'épaisseur de la galette.

La résolution de cette équation, avec les conditions limites imposées, permet par comparaison avec les résultats expérimentaux, de déterminer le nombre de Péclet, Pe , et donc de déduire D_{eff} (v étant mesuré), puis la tortuosité τ .

Mesure des propriétés de sorption et d'échange

La caractérisation complète du transfert d'un polluant non inerte à travers la dalle consiste à étudier le transfert du polluant lui-même, avec son éventuelle interaction chimique avec le béton.

La détermination du coefficient de sorption du polluant sur la galette de béton est réalisée avec la même expérience de convection/diffusion qu'avec le gaz traceur, et comparaison des résultats. Il faut alors remplacer l'injection de gaz traceur par une injection du polluant souhaité, en appliquant une concentration stable dans la cavité aval, sous forme de pulse et en maintenant le gradient de pression entre les deux cavités constant avec un système de régulation.

L'analyse se fait alors de la même manière que pour l'expérience avec le gaz traceur. Le fait que le gaz à étudier n'est pas neutre et va se sorber sur le matériau va induire un retard sur l'arrivée des concentrations en cavité aval. L'équation régissant le transfert de composé réactif (sorbant), induit un terme de retard et un coefficient de sorption reliant la concentration « libre » et la concentration sorbée sur le matériau. Dans le cas du béton, le milieu est composé d'une double porosité (deux tailles de pores, des macro-pores où le gaz va circuler, et des micro-pores où le gaz est plutôt immobile). En considérant des isothermes de sorption linéaire, l'équation adimensionnelle du transfert correspond à un modèle de non-équilibre physique :

$$\beta R \frac{\partial C_M}{\partial T} + (1 - \beta) R \frac{\partial C_\mu}{\partial T} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_M}{\partial X^2} - \frac{\partial C_M}{\partial X} \quad (49)$$

avec la relation entre les concentrations dans les deux types de pores :

$$(1 - \beta) R \frac{\partial C_\mu}{\partial T} = \omega(C_M - C_\mu) \quad (50)$$

et les paramètres adimensionnels :



$$R = 1 + \frac{\rho K_D}{\theta} , \quad \beta = \frac{\theta_M + f\rho K_D}{\theta + f\rho K_D} , \quad \omega = \frac{\alpha L}{\theta v} \tag{51}$$

où Pe [-] est le nombre de Péclet; R [-] est le facteur de retard; K_D est le coefficient de sorption; ρ [ML^{-3}] est la masse volumique du milieu traversé; θ et θ_M sont les porosités totales et macroscopique, respectivement; β est la proportion de sites de sorption à l'équilibre; f est la proportion de sites de sorption en contact direct avec la phase gazeuse dans la macroporosité, ω est appelé le nombre de Damköhler et α est le coefficient de transfert de masse. C_M et C_μ sont les concentrations relatives du composé dans le domaine macro et micro, respectivement.

La confrontation de l'évolution des concentrations mesurées en sortie de cellule avec la résolution des équations précédentes sur les conditions aux limites associée permet d'obtenir les grandeurs caractéristiques associées, le facteur retard R , donc le coefficient de sorption K_D , ainsi que les propriétés d'échange associées au double milieu, β et ω , donc *in fine* α et f . Un processus itératif de minimisation d'écart à partir de paramètres d'entrée (fitting) sur un outil de résolution numérique permet d'obtenir ces paramètres avec une bonne précision.

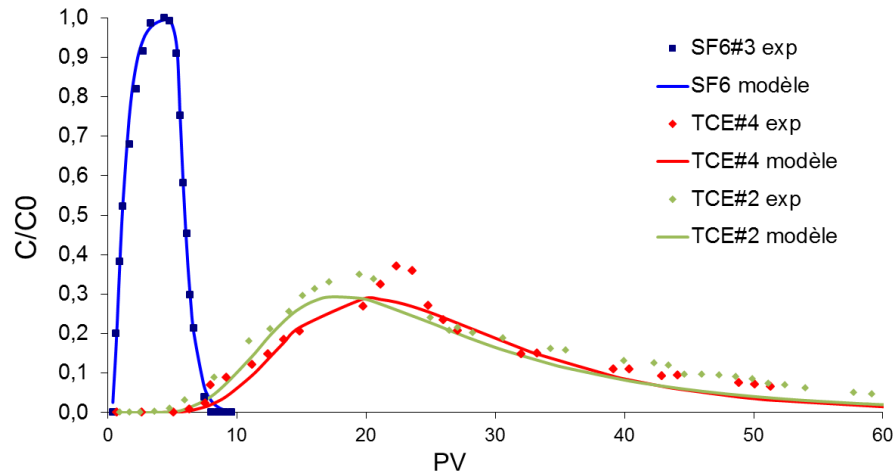


FIGURE 26 : EXEMPLE DE RESULTAT DE CARACTERISATION COMPLETE AVEC DES VAPEURS DE TCE SUR DU CIMENT ISSUS DU PROJET FLUXOBAT

3.2.6. Fissuration

Il existe différentes méthodes de détection de fissures et microfissures dans des dalles en béton. Aucune d'entre-elle ne permet cependant à l'heure actuelle la caractérisation complète des fissures, de par leur forme complexe et fortement multi-échelles, voire fractale. Suivant la taille des fissures présentes sur la dalle, celles-ci doivent être soit intégrées dans la description macroscopique du béton, avec les techniques de caractérisation présentées précédemment, soit encore, pour de grosses fissures (largeur > mm) ou des percements de dalle, prises en compte comme des singularités dans lesquelles les transferts s'effectueront de manière préférentielle.

Technique	Principe	Résultat
Radar géophysique ou GPR (Ground penetrating Radar) (1)	Télé-détection par émission et réception d'ondes électromagnétiques, généralement des micro-ondes.	Radargramme : coupes de profil (tranches) de la structure analysée.
Thermographie infrarouge (1)	Mesure des ondes électromagnétiques dont la bande spectrale se situe entre 2 µm et 15 µm sur le spectre électromagnétique (donc une partie du domaine des radiations infrarouges) émises par un béton chauffé.	Images issues des radiations émises par la surface faisant ressortir les différents type de matériaux, les états surface et les défauts
Radiographie (X et gamma) (2)	Envoi d'un flux continu de rayons X ou de rayons gamma dont les photons subissent une atténuation sélective en traversant le matériau dépendant de la matière constitutive du matériau analysé .	Un détecteur placé derrière le matériau donne une image associée à cartographie de l'atténuation et correspondant à une projection 2D de l'objet 3D.
Tomographie (X et gamma) (2)	Même principe que la radiographie, avec un faisceau de rayons étroitement colmaté en direction de l'objet à étudier.	Obtention, après traitement de projections multiples, des images de plans de coupes de l'objet examiné. Des images tridimensionnelles de l'objet peuvent être reconstituées en superposant une série de ces plans de coupes. Elles permettent d'obtenir une image 3D de la structure interne du matériau.
Analyse d'images (2)	Prise d'images photographiques ou microscopiques de plaques polies de béton. Le réseau microfissuré peut être mis en évidence par imprégnation par un colorant pour souligner les microfissures et obtenir un contraste suffisant pour l'exploitation.	Quantification de la fissuration et analyse multi-échelles. Détermination de l'ouverture d'une fissure par mesures directes, ou en considérant une largeur moyenne de la fissure obtenue par le rapport entre sa surface et la longueur de son squelette.
Emission acoustique (norme NF A 09-350)	Utilisation de plusieurs capteurs en contact avec la pièce à contrôler pour détecter les ondes de contraintes émises suite à une sollicitation mécanique ou thermique en un point quelconque de la structure.	Méthode de contrôle non destructif permettant de détecter, localiser et identifier la présence de défauts évolutifs et de les suivre dans le temps.

Méthodes décrites dans (1) Theiller, 2001 et (2) Torrenti, 1999

TABLEAU 7 – DIFFÉRENTES TECHNIQUES DE DÉTECTION ET DE MESURE DES FISSURES DANS LE BETON (ISSUES DE [THEILLER, 2001], [TORRENTI, 1999] ET NF A 09-350)

3.3. PARAMETRES DU BATIMENT

Les différents éléments présentés dans les paragraphes ci-dessous peuvent servir à interpréter les concentrations ou flux mesurés au sein du bâtiment ou constituer des données d'entrées des modélisations explicatives. La prise en compte de ces paramètres par les différents types de modèles présentés dans le guide est synthétisée dans le Tableau 34 et la recommandation quant à la mesure sur site dans le tableau 35 du § 7.

Il est à noter que ces mesures ne seront réalisées que sur les bâtiments où la qualité de l'air intérieur est dégradée.

3.3.1. Perméabilité à l'air de l'enveloppe d'un bâtiment

T
E
R
R
A
I
N

La perméabilité à l'air des bâtiments joue un rôle important dans les déperditions thermiques par renouvellement d'air ainsi que dans la maîtrise et la qualité de ce dernier. Cette perméabilité est due à l'ensemble des défauts d'étanchéité de l'enveloppe du bâtiment vis à vis de son environnement extérieur.

La mesure de la perméabilité à l'air d'un bâtiment est réalisée conformément aux conditions d'application de la norme NF EN 13829. Elle implique l'obturation de tous les orifices de ventilation naturelle ou mécanique du bâtiment et l'installation d'une fausse porte (ou « blower door ») sur un des ouvrants du bâtiment. Le test dure environ 20 mn et consiste à réaliser des paliers de différentiels de pression entre 5 et 55 Pa par extraction mécanique d'air via cette fausse porte et à mesurer le débit extrait à chaque palier.



FIGURE 27 : ILLUSTRATION DE FAUSSE PORTE INSTALLEE POUR LA MESURE DE LA PERMEABILITE DE L'ENVELOPPE DU BATIMENT

Cette méthode permet d'exprimer la perméabilité d'un logement sous la forme :



$$Q = k \times \Delta P^n \quad (52)$$

où : Q est le débit extrait (m^3/h), ΔP est la dépression dans le logement (Pa), k et n des coefficients caractérisant les fuites du logement.

La perméabilité de l'enveloppe des bâtiments s'exprime par un débit d'air pour une dépression de 4 Pa entre l'air intérieur et l'air extérieur ramenée à la surface des murs extérieurs : $Q_{4PaSurf}$ ($m^3/h/m^2$).

A l'heure actuelle, la Réglementation Thermique RT 2012 (arrêtés du 26 octobre 2010 et du 28 décembre 2012) impose des perméabilités à l'air de l'enveloppe des bâtiments résidentiels, tertiaires et recevant du public (voir § 8.4.4).

3.3.2. Caractérisation du système de ventilation et de ces composants

Système de ventilation

Les systèmes de ventilation ont des incidences variables sur la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur. Ainsi la connaissance du système de ventilation en place est un premier élément permettant d'apprécier –toutes choses égales par ailleurs – les mesures correctives potentielles en cas de transfert significatif de pollution depuis le milieu souterrain.

Cette information est facilement accessible lors de la visite du site et est repris dans le questionnaire type présenté en annexe 3.

Caractéristiques technique du système de ventilation

En présence d'un système de ventilation, il est important de caractériser les différents composants de ce système dans la mesure où ils peuvent avoir une influence sur le renouvellement d'air, sur la différence de pression entre l'air intérieur et l'air extérieur et sur les écoulements au sein du bâtiment. Par ailleurs, ces éléments sont nécessaires à la modélisation de l'air intérieur par les modèles 3 et 4.

La caractérisation des différents composants peut porter sur leur dimension, sur des mesures (débit, pression) et sur l'identification du produit (marque, type) :

- la dimension de composants (ou référence si elle est clairement indiquée sur le composant),
- la dépression et le débit aux bouches d'extraction pour la VMC. Si les mesures au niveau du bâtiment ne sont pas satisfaisantes, il faudra considérer le système dans sa globalité (mesures au niveau du ventilateur, dans les réseaux),
- la vitesse d'air dans les conduits de ventilation naturelle (ou éventuellement le débit) en indiquant les conditions de température (intérieure et extérieure) et de vent.

Mesure des débits mécaniques

Bien que ceux-ci soient réglementaires (voir § 8.4.4), compte tenu des divergences observées entre les prescriptions et la réalité et de la forte dépendance des concentrations dans l'air intérieur à ces débits, leur mesure sur site est fortement recommandée pour les bâtiments où des concentrations significatives sont mesurées.

Concernant le diagnostic de la ventilation des locaux, on peut se rapporter utilement aux guides existants (CETIAT, 2005 et 2013).

Les mesures de débits mécaniques d'extraction ou d'insufflation sont réalisées à l'aide de débitmètres adaptés (niveau de débit, insufflation ou extraction (illustration ci-contre)



FIGURE 28 : MESURE DES DEBITS DES EXTRACTIONS D'AIR DU BATIMENT

3.3.3. Renouvellement d'air du bâtiment

Le renouvellement d'air intervient directement sur la concentration dans l'air intérieur. Il résulte de la combinaison entre les débits des systèmes de ventilation en place, les conditions de chauffage et les conditions météorologiques (différence de température entre l'intérieur et l'extérieur, force et direction du vent).

La mesure du renouvellement d'air peut être réalisée pour un ensemble de pièces ou volume par volume en maintenant les portes de communication fermées ou en utilisant plusieurs gaz traceurs en parallèle. Enfin, de telles mesures peuvent également permettre d'évaluer les transferts d'air entre pièces.

Les mesures de renouvellement d'air peuvent être réalisées dans un volume donné par analyse de la décroissance de gaz traceur (gaz souvent utilisés : SF₆) associée à un analyseur de gaz. L'atmosphère du local étudié estensemencée avec le gaz traceur puis des échantillons d'air sont prélevés en plusieurs endroits du bâtiment (x,y,z) et à différents pas de temps puis analysés par chromatographie directement sur le site (voir Figure 29).

D'autres techniques utilisant les gaz traceurs avec des logiques d'étude à concentration constante ou à émission constante existent (voir NF EN ISO 12569, 2013). Des appareils de mesures par tubes passifs (émetteurs, récepteurs) permettent également de faire ce type d'évaluation.

Pour les locaux où la présence humaine peut générer un taux de CO₂ significatif, le suivi en continu de la teneur en CO₂ sur des périodes où la présence de personne varie peut par également permettre d'apprécier le taux de renouvellement d'air.

Enfin des tests à la fumée peuvent également être utilisés pour évaluer de manière visuelle et donc qualitative le taux de renouvellement d'air (ils sont généralement mis en œuvre pour identifier les zones de fuites du bâtiment). Le principe de la méthode est l'ensemencement du local et l'observation à différents pas de temps de l'état d'enfumage.

L'ensemble de ces mesures fournit une évaluation pour la période de mesure. En effet, le renouvellement d'air dépendant des conditions météorologiques, le résultat pourra être très différent à d'autres périodes.

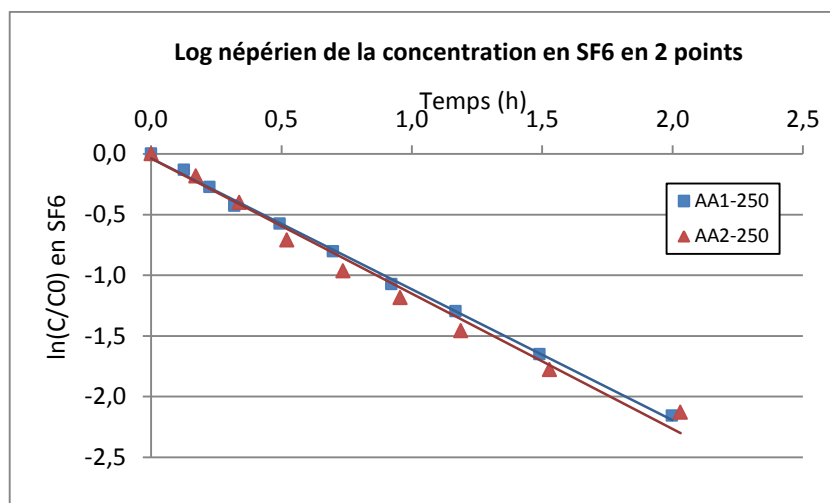


FIGURE 29 : MESURES DE RENOUVELLEMENT D'AIR PAR GAZ TRACEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

3.3.4. Différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment

La légère dépression (quelques Pascals) régnant dans un bâtiment est avant tout liée aux effets du tirage thermique (différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment) et du vent.

Sa valeur dépendra de ces paramètres associés à des caractéristiques du bâtiment (hauteur, niveau de perméabilité à l'air, présence éventuelle d'un système de ventilation spécifique et type, exposition au vent, ...).

En présence d'un système de ventilation spécifique et en fonction de son type, cette dépression pourra être accentuée (ex. : système de ventilation naturelle, mécanique par extraction) ou bien atténuée voire inversée (ex. : insufflation mécanique, double flux déséquilibré). L'impact dépendra du dimensionnement global du système (niveau de débit extrait, du dimensionnement approprié de l'ensemble du système, entrées d'air, ...) et là aussi, du niveau de perméabilité du bâtiment.

Il est à noter que la présence d'appareil à combustion raccordée à foyer ouvert (cheminée, chaudière, ...) contribue à accentuer la dépression du bâtiment.

Le Tableau 8 donne une idée des ordres de grandeur des dépressions pouvant être obtenues dans un bâtiment en fonction de son étanchéité à l'air et du débit de renouvellement d'air (il varie en général dans l'habitat entre 0 et 1 vol/h), pour les systèmes de ventilation les plus courants dans les bâtiments résidentiels (ventilation naturelle, VMC par extraction).

		Débit extrait		
		0,25 vol/h	0,5 vol/h	1 vol/h
Etanchéité à l'air	Bonne	-1	-5	-15
	Moyenne	-0,25	-1	-4

Les chiffres en gras ne peuvent être obtenus que par l'utilisation d'une VMC.

TABLEAU 8 – DEPRESSIONS DU BATIMENT EN FONCTION DU DEBIT EXTRAIT ET DE L'ETANCHEITE (SOURCE CSTB)

Les transferts de polluants des sols vers l'air intérieur sont fortement impactés par cette différence de pression ; la part convective du flux lui étant directement proportionnelle. Ainsi, pour pouvoir apprécier la représentativité des concentrations mesurées dans l'air intérieur, la connaissance de la différence de pression entre l'air extérieur et l'air intérieur au moment des mesures est recommandée.

T
E
R
R
A
I
N

Cette différence de pression étant généralement faible (de l'ordre du pascal ou de la dizaine de pascal pour les bâtiments les plus étanches en saison hivernale, (voir Tableau 8), sa mesure doit être réalisée avec des capteurs suffisamment sensibles, généralement les capteurs utilisés ont une précision de l'ordre de 0,5 Pa.

Compte tenu des variations possibles de la vitesse du vent durant les périodes de mesure des concentrations dans l'air intérieur (voir Figure 31 du §4.3.1), pour être interprétable, cette dépression devra être enregistrée sur l'ensemble de la durée des prélèvements d'air.

3.3.5. Différence de température d'air entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment

Afin d'obtenir la différence de température d'air entre l'intérieur et l'extérieur d'un bâtiment, il est nécessaire de réaliser des mesures de température d'air à l'intérieur et à l'extérieur, de façon simultanée, le gradient thermique sera calculé par différence. Il existe de nombreux appareils commercialisés permettant de réaliser ces mesures de température.

3.3.6. Caractéristiques géométriques du bâtiment

Notamment pour modéliser la ventilation, il est nécessaire de connaître les éléments dimensionnels du bâtiment : hauteur, volumes, surfaces des façades et expositions. Ces éléments sont facilement mesurables sur site. Ils sont présentés dans le § 8.2 et repris dans le questionnaire de visite du site (annexe 3).

3.4. PARAMETRES PHYSIQUES DE L'ENVIRONNEMENT EXTERIEUR

Les conditions météorologiques ayant une influence sur les concentrations que ce soit dans les gaz de sol ou dans le compartiment atmosphérique (y compris l'air intérieur) sont : la pression atmosphérique, le vent, la température et la pluviométrie. L'influence de ces paramètres et les recommandations de mesures sont présentées dans les paragraphes ci-dessous.

3.4.1. Pression atmosphérique

La pression atmosphérique (comme les autres paramètres enregistrés par les stations de Météo France) est généralement mesurée à 10 mètres au-dessus du sol et ainsi, il convient d'appliquer des corrections pour estimer la pression de l'air au niveau du sol P . Cette correction est égale à la pression imposée par la colonne d'air entre le point de mesure et le sol. Par ailleurs, si la pression n'est pas mesurée sur le site, il convient également de corriger la pression enregistrée à la station Météo France (P_{ref}) de la différence entre la cote du sol de la station (z_{ref}) et celle du site d'étude (z) :



$$p(z) = P_{ref}(z_{ref}) + \rho g(z - z_{ref}) \quad (53)$$

Ainsi, une hauteur de 1 mètre d'air génère une pression de 12,3 Pa.

La pression atmosphérique doit être enregistrée lors des diagnostics des concentrations (que ce soit dans les gaz du sol ou dans l'air) et de flux. Compte tenu du retard avec lequel la variation de la pression atmosphérique peut avoir une incidence sur les flux, il est nécessaire que ces variations soient connues plusieurs jours avant les prélèvements [INERIS, 2010].

3.4.2. Vent

Vitesse du vent

La vitesse du vent est fortement dépendante de la hauteur à laquelle elle est mesurée et des obstacles existants autour de la station de mesure. En conditions de neutralité atmosphérique, le profil de vitesse de vent est logarithmique.

Pour l'estimation des concentrations dans l'air extérieur, la vitesse du vent peut être soit mesurée sur site, soit recalculée à partir des données de Météo France (en portant une attention particulière au choix de la station de mesure. Celle-ci doit être proche et dans un environnement représentatif de celui du site).

La mesure sur site sera à privilégier pour l'interprétation des diagnostics de concentrations et les modélisations de ces situations. Le positionnement du point de mesure de la vitesse sur site doit intégrer l'environnement du bâtiment, les différentes façades et les zones éventuelles d'impact dans l'air extérieur.

Pour la modélisation prospective et en particulier les modèles 3 et 4, les données et statistiques des stations de Météo France seront à privilégier.

Direction du vent

La direction du vent est une information primordiale pour l'interprétation des mesures de concentrations dans l'air extérieur afin de s'assurer que la concentration a été effectivement mesurée en aval éolien de la source de pollution. Ainsi, elle devra être mesurée sur site lors des diagnostics de concentration.

Vis-à-vis de l'air intérieur, cette information présente un intérêt si la source de pollution n'est pas située sous le bâtiment ou si les différentes façades du bâtiment ne sont pas exposées de la même manière (par exemple une façade accolée à une structure faisant obstacle au vent). Cette information sera intégrée de manière qualitative à l'interprétation de diagnostics de concentrations ou de manière quantitative pour leur modélisation descriptive avec les modèles 3 et 4.

3.4.3. Pluviométrie et taux d'humidité

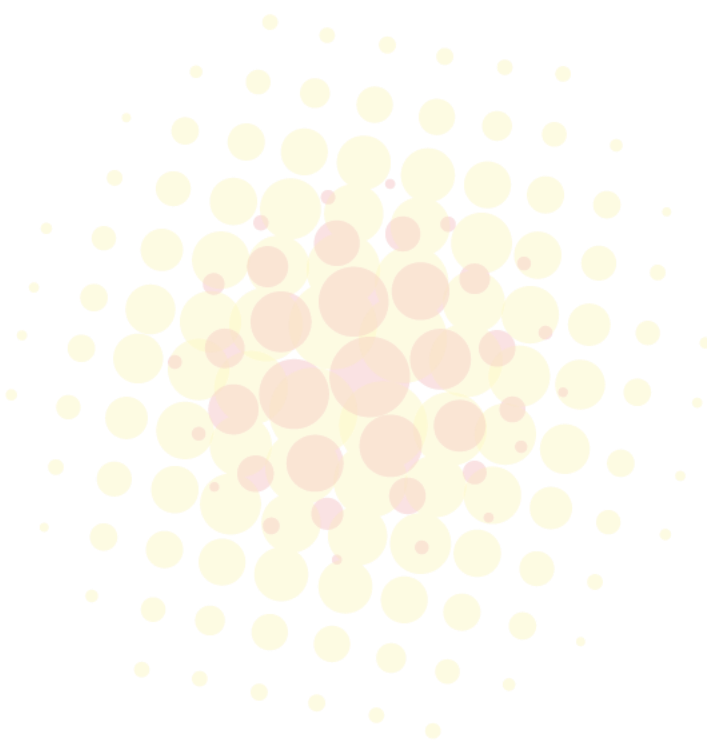
L'infiltration est dépendante de la pluie brute, du ruissellement, de l'évapotranspiration et de la partie captée par la végétation. La pluie brute peut être soit mesurée sur site soit issue des enregistrements des stations de MétéoFrance. Le ruissellement est généralement estimé à partir de la pente de terrain et de l'imperméabilité de son recouvrement, l'évapotranspiration réelle calculée en fonction de l'évaporation transpiration potentielle (ETP fournie par MétéoFrance) et la recharge captée par les racines de la végétation estimée.

La mise en place d'un pluviomètre sur le site peut être pertinente lors d'un suivi régulier d'une situation particulièrement sensible. Pour la majorité des diagnostics, la pluie brute journalière sera acquise auprès de Météo France sur une station représentative du site. L'estimation de l'infiltration d'eau sera dans tous les cas réalisée par calcul.

La pluviométrie doit être connue lors des diagnostics des concentrations dans les gaz du sol ou dans l'air et les diagnostics de flux. Compte tenu de la période durant laquelle l'eau infiltrée peut avoir une conséquence sur les flux, il est nécessaire qu'elle soit connue plusieurs jours avant les prélèvements afin de savoir si la période choisie est propice ou non à la réalisation des mesures.

3.4.4. Température

Compte tenu de son incidence sur les propriétés des fluides, la mesure de la température est requise dans l'air intérieur et extérieur lors des mesures des concentrations et des flux. Afin d'estimer la température moyenne lors des prélèvements un nombre de mesure suffisant est nécessaire (en particulier si ceux-ci sont réalisés sur plusieurs heures, voire plusieurs jours), dans l'idéal un enregistrement en continu avec une station météorologique de terrain sera réalisé.





3.5. BIBLIOGRAPHIE

- Abbas (2010). Flow zones in unsaturated soil due to barometric pumping. Eng. & Tech. Journal, 2010 vol 28 n°10
- AFNOR (2001). NF EN 13829. Performance thermique des bâtiments - Détermination de la perméabilité à l'air des bâtiments - Méthode de pressurisation par ventilateur. AFNOR. Février 2001.
- AFNOR (2012) NF ISO 11665-1. Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Air : radon 222 - Partie 1 : origine du radon et de ses descendants à vie courte, et méthodes de mesure associées. AFNOR, octobre 2012
- AFNOR (2013) NF EN ISO 12569. Performance thermique des bâtiments et des matériaux — Détermination du débit d'air spécifique dans les bâtiments — Méthode de dilution de gaz traceurs. AFNOR Avril 2013
- AFPC-AFREM (1997). Groupe durabilité des bétons: Mode opératoire, essai de perméabilité au gaz du béton durci, compte-rendu des journées techniques AFPC-AFREM, durabilité des bétons, méthodes recommandées pour la mesure des grandeurs associées à la durabilité. Toulouse, 11-12 Décembre: 125-134.
- Arrêté du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiments, JORF n°0250 du 27 octobre 2010
- Arrêté du 28 décembre 2012 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiments autres que ceux concernés par l'article 2 du décret du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et à la performance énergétique des constructions, JORF n°0001 du 1 janvier 2013
- Atteia O., Höhener P. (2010) Semianalytical model predicting transfer of volatile pollutants from groundwater to the soil surface. Environ. Sci. Technol. 44, 6228–6232.
- Baroghel-Bouny V., Chaussadent T., Croquett, G., Divet L. et al. (2002) Caractéristiques microstructurales et propriétés relatives à la durabilité des bétons, Méthodes de mesure et d'essai en laboratoire, Méthode d'essai n° 58, Techniques et méthodes des laboratoires des ponts et chaussées.
- Berissi et al. (1987) Mesure de la porosité ouverte des bétons hydrauliques, Bull. Liaison Laboratoire des Ponts et Chaussées. No.142, 59-67.
- Caré I. (2013). Guide des bonnes pratiques des mesures de débit d'air sur site pour les installations de ventilation. 2012 rév. 2013. CETIAT – CIAT – ALDES. 52 pp www.cetiat.fr/fr/publicationsveille
- DOE (2000). Innovative Technology Summary Report, Barometrically Enhanced Remediation Technology (BERT™). Department of Energy. DOE/EM-0516, OST/TMS ID 2307
- Figg J.W. (1973) Methods of measuring the air and water permeability of concrete, Magazine of concrete research, Vol.25, No.85, pp.213-219.
- Govindaraju R. et Das B. (2007) Temporal Moment Analysis for Solute Transport in Porous Media, Chap 5 in Moment Analysis For Subsurface Hydrologic Applications, Water Science and Technology Library, 2007, Volume 61, 105-141.
- Gribovsky Z., Szilagyi J. and Kalicz P. (2010). Diurnal fluctuations in shallow groundwater levels and streamflow rates and their interpretation – a review. Journal of hydrology 385 (2010) 371-383
- Hansen A.J., Ottosen N. S. and Peterson C. G. (1984) Gas-permeability of concrete in situ: theory and practice, ACI-SP, pp.543-556.
- Hailong Li, Jui Jimmy Jiao, Mario Luk, (2004) A falling pressure method for measuring air permeability of asphalt in laboratory. Journal of hydrology 286 (2004) 69-77
- Hermann K. (2000). Perméabilité au gaz des bétons, TFB bulletin du ciment n°11, novembre 2000.

- Imamoto K. et.al. (2005) Applicability of single-chamber vacuum cell for the evaluation of the air permeability of concrete walls, Int. Conf. on Concrete Repair, Rehabilitation and Retrofitting (ICRRR), South Africa
- Imamoto K., Shimozawa K., Nagayama M., Yamakasi J., Nimura S. (2006). Evaluation of air permeability of cover concrete by single chamber method. 31st conference on Our world in concrete and structures. 16-17 august 2006.
- INERIS (2010). Gestion des sites et sols pollués : Caractérisation de la qualité de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles . Rapport final. DRC-10-109454-02386B. 52 pp
- Jacobs F., Hunkeler F. (2006) Non destructive testing of the concrete cover-Evaluation of permeability test data, International RILEM workshop Madrid, 2006
- Kamath R., D.T. Adamson, C. J. Newell, K. M. Vangelas and B. B. Looney. (2009) Enhanced Attenuation Technologies: Passive Soil Vapor Extraction. Rev. 1. SRNL-STI-2009-00571 Rev. 1, Savannah River National Laboratory, Aiken, South Carolina. March 15, 2010. Available at www.osti.gov
- Khelidj A. and G. Bastian (2000) Séchage d'une dalle en béton. Etude expérimentale des gradients induits. Actes du séminaire "transferts 2000": Transferts dans les bétons et durabilité des ouvrages, LCPC.
- Kojima and Nagano (2000) Dependence of barometric pressure, wind velocity and temperature on the variation of radon exhalation. International Radon symposium, 2000.
- Kollek J.J. (1989). The determination of the permeability of concrete to oxygen by the Cembureau method—a recommendation, *Materials and Structures* 22 (3). 225-230.
- Li HL, Jiao JJ, Luk M (2004). A falling-pressure method for measuring air permeability of asphalt in laboratory. *Journal of hydrology* 286 (2004) 69-77
- Li HL, Zhang Y, Xia, Y (2010). An approximate analytical solution for measuring air permeability of asphalt samples partially saturated with water. *Environ. Earth Sci.* Sept 2010.
- MADEP (2002) Indoor air sampling and evaluation guide. WSC -02-430. 106 pp + annexes.
- Marzougui Jaafar S. (2013) .Mémoire de doctorat Transfert de composés organo-chlorés depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air : expérimentations et modélisations associées. Université de Strasbourg. Janvier 2013
- Musielak M. (2012). Mémoire de doctorat. Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Doctorat de l'université de Toulouse. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 19 novembre 2012
- Massmann J., Ferrier D.F.(1992). Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone. *Water Resour. Res.* 28 (3), 777–791.
- Neeper D.A (2001). A model of oscillatory transport in granular soils, with application to barometric pumping and earth tides. *J. Contam. Hydrol.* 48 (3–4), 237–252.
- Odeh A.M., Abu-El-Sha'r W., Al-Ruzouq, R. (2006). Gas transport through concrete slabs, *Building and Environment* 41, 492-500.
- Ollivier L-P., Vichot A. (2008). La durabilité des bétons, Presses de l'école nationale des Ponts et Chaussées (ENPC), 870 p.
- Pasquill F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material, *The Meteorological Magazine*, vol 90, No. 1063, pp 33-49
- Parker J.C. (2003) Physical processes affecting natural depletion of volatile chemicals in soil and groundwater. *Vadose Zone J.* 2, 222–230.
- Permea-Torr (2009) Measures the air-permeability of the cover concrete and other porous materials,. Swiss Standard Method SIA 262/1-E. Materials Advanced Services Ltd. 2009

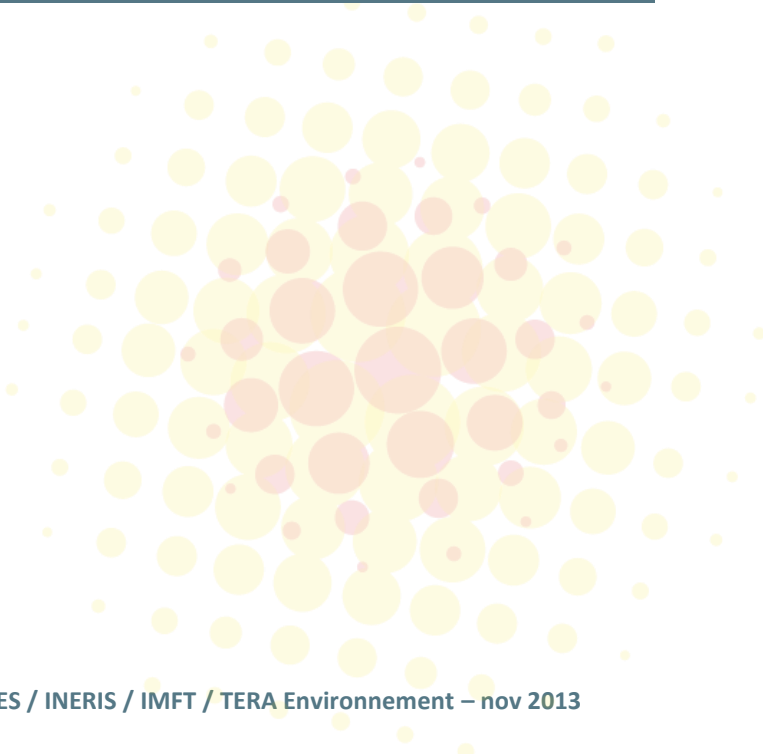


- Rivett M.O. et al (2011) Review of unsaturated-zone transport and attenuation of volatile organic compound (VOC) plumes leached from shallow source zones. *Journal of Contaminant Hydrology* 123 (2011) 130–156
- Rotevatn A., Torabi A., Fossen H., and Braathen A. (2008) Slipped deformation bands: A new type of cataclastic deformation bands in western Sinai, Suez rift, Egypt: *Journal of Structural Geology*, v. 30, p. 1317–1331, doi:10.1016/j.jsg.2008.06.010.
- Schönlin and Hilsdorf (1987): Evaluation of the effectiveness of curing of concrete structures, ACI SP-100, pp207-226.
- Shimozawa K., Nagayama M., Yamasaki J., Imamoto K., Nimura S. (2009) A recent Japanese trial of Air-permeability testers for concret cover – Part 1. Capabilities of in situ test Methods. Creep, Shrinkage and durability Mechanics of Concrete and concrete structures. 2009 ISBN 978-0-415-48508-1
- TFB (2000). Bulletin du béton, Perméabilité au gaz des bétons, novembre 2000
- Theiller P. (2001). Etat de l'art et analyse comparative des techniques non destructives relatives à la détection des fissures dans le béton. CSTB
- Toride N., Leij F.J. et Van Genuchten M.T. (1995). The CXTFIT Code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, version 2.0. U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Services, U.S. Department of Agriculture, Riverside, CA.
- Torrent R. J. (1992) A two-chamber vacuum cell for measuring the coefficient of air of the cover concrete on site, *Materials and structures*, Vol.25, pp.358-365.
- Torrenti J. M. (1999). La dégradation des bétons: couplage fissuration- dégradation chimique. Paris, ED. Hermès.
- Van Genuchten M.Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44 (5): 892–898.
- Vialle P.J., Barles P (2005) Diagnostic des installations de ventilation dans les bâtiments résidentiels et tertiaires – Guide pratique DIAGVENT. CETIAT – PBC, 40 pp. www.cetiat.fr/fr/publicationsveille
- Villain G., V. Baroghel-Bouny, et al. (2001). Mesure de la perméabilité aux gaz en fonction du taux de saturation des bétons. *Revue Française de Génie Civil* 5(2-3): 251-268.



CHAPITRE 4

**MESURES DES CONCENTRATIONS
DANS LES GAZ DES SOLS**





4. MESURE DES CONCENTRATIONS DANS LES GAZ DE SOL

Ce chapitre présente un cadre méthodologique pour le diagnostic des concentrations dans les gaz du sol tant pour son dimensionnement, sa mise en oeuvre que pour l'interprétation des mesures. Les recommandations formulées au § 4.5 s'appuient sur la présentation des paramètres d'influence (§ 4.3) et le choix des dispositifs de mesures (§4.4). Le § 4.6 synthétise les avantages et limites des mesures de concentrations dans les gaz du sol ainsi que les interactions avec les mesures dans les autres compartiments et la modélisation.

Sont traités dans ce chapitre les prélèvements actifs par pompage. Les méthodes d'échantillonnage dites passives ne sont pas évoquées ici car elles n'ont pas été testées dans le cadre du projet FLUXOBAT et qu'elles ne semblent actuellement pas opérationnelles pour la quantification des concentrations gazeuses dans les sols. Si des travaux récents menés par l'INERIS (Projet PAssOLAIR en cours et projet européen CITYCHLOR, 2013) et une norme (ASTM D7758-11 (2011) traitent de telles techniques, il persiste des verrous associés à la méconnaissance de l'influence de l'humidité du sol et des facteurs de diffusion pour exprimer les masses adsorbées en concentrations dans les gaz du sol.

Par ailleurs, n'est pas traité ici le choix des types de prélèvements actifs (avec supports adsorbants ou sur canister) et les paramètres d'influence spécifiques aux choix des supports. Des éléments de réponses sont proposés en annexe 5.

Enfin, mentionnons que les résultats des travaux réalisés sur le site atelier FLUXOBAT et présentés dans ce chapitre ne peuvent être transposés tels quels sur d'autres sites. En effet, les concentrations dans les gaz du sol sont étroitement liées à la localisation de la source de pollution, la lithologie et les caractéristiques de transfert des différents horizons.

4.1. LES DIFFERENTS OBJECTIFS DE MESURES DE CONCENTRATION DANS LES GAZ DU SOL

Les pollutions présentes dans la zone saturée ou non saturée du sol peuvent affecter les gaz des sols, en lien avec leurs propriétés physico-chimiques et les caractéristiques du sol (teneur en carbone organique, perméabilité, porosité et teneur en eau). La présence de composés dans les gaz du sol résulte de leur équilibre entre les différentes phases en présence : eau du sol, gaz du sol, matrice solide (phase adsorbée), ainsi que la phase organique si celle-ci est présente.

Dans ce contexte, le prélèvement et l'analyse des gaz du sol permettent de répondre à de nombreux objectifs. La Figure 30 reprend les questions de la maîtrise d'ouvrage (voir §1.2.1), les prestations concernées décrites dans la norme NFX 31-620 (2011) et les objectifs spécifiques des mesures de concentration dans l'air intérieur. La numérotation utilisée reprend celle présentée en Figure 6 :

- (1) La pollution est-elle volatile ?
- (2) Comment cette pollution migre dans la zone non saturée ?
- (3) Comment cette pollution migre vers l'air intérieur et extérieur ?
- (4) Génère-t-elle un risque sanitaire ? Les mesures de concentrations dans les gaz du sol ne répondent pas directement à cette question mais sont utilisées pour l'interprétation des mesures dans l'air intérieur ou comme conditions limites de la modélisation.
- (5) Comment dépolluer ou minimiser son transfert ?
- (6) Comment vérifier l'atteinte des objectifs puis conduire la surveillance ?

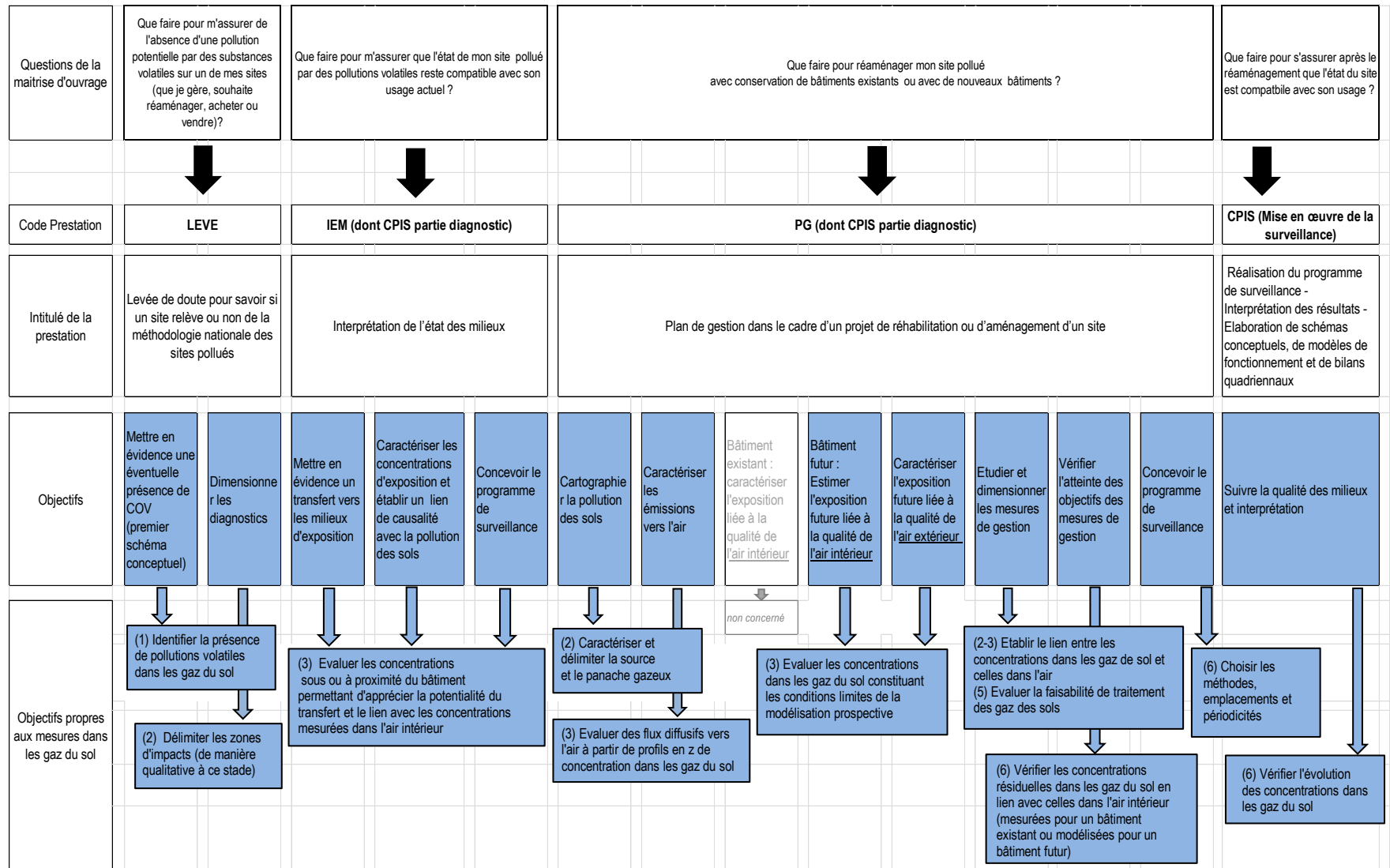


FIGURE 30 – MESURES DE CONCENTRATION DANS LES GAZ DU SOL : QUELS OBJECTIFS ?



Les objectifs sont multiples et il convient de déterminer précisément quel est l'objectif de l'étude avant de dimensionner les campagnes d'investigation sur les gaz du sol. La question posée associée aux éléments de contexte (par exemple l'urgence de la gestion d'une situation dégradée) et aux caractéristiques du site conduira à un dimensionnement proportionné du diagnostic.

4.2. LE CADRE RÉGLEMENTAIRE, NORMATIF ET LES MÉTHODES EXISTANTES

Si la réglementation concerne l'air que nous respirons au même titre que l'eau et les aliments, les gaz du sol n'étant pas un milieu auquel les populations sont directement exposées ne sont pas encadrés par des exigences réglementaires.

En France, le prélèvement des gaz du sol est encadré par la norme NF ISO 10381-7:2006-01 « Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol », le chapitre 6 étant spécifiquement dédié aux composés organiques volatils (COV). Ce document présente les ouvrages, les techniques de prélèvement ainsi que les protocoles associés. Outre cette norme qui est en cours de révision, il convient de citer comme documents techniques : le Cahier des Techniques de l'Ingénieur relatif aux forages et prélèvements datant de 2002 et plus récemment en 2013 le rapport Caracitychlor rédigé par l'INERIS pour l'ADEME, relatif à la caractérisation et au suivi des gaz du sol.

La littérature américaine est abondante et de nombreux guides ont été rédigés à des niveaux régionaux et fédéraux au sein de différentes instances (département de la santé, de la défense, de l'environnement...). En introduction, ces documents rappellent généralement le contexte et les objectifs conduisant à la caractérisation des gaz du sol. Certains documents traitent de la caractérisation des pollutions des gaz du sol quels que soient les objectifs des mesures (NF ISO 10381-7, 2006 ; VDI 3865-2, 1998 ; CalEPA, 2012 ; ASTM D7648, 2012) tandis que d'autres sont orientés spécifiquement sur la problématique du transfert des polluants gazeux du sol vers l'air intérieur (EPA OSWER¹⁸, 2013 ; NJDEP, 2013 ; NYSDOH, 2006).

Globalement tous ces documents traitent de manière plus ou moins approfondie des points suivants :

- implantation spatiale des dispositifs de prélèvement des gaz du sol ;
- design des ouvrages, matériaux utilisés, profondeur et hauteur de l'intervalle crépine (dans le cas d'ouvrages permanents), profondeur de prélèvement ;
- préparation des prélèvements (temps de mise à l'équilibre, tests d'étanchéité des ouvrages, débit et volume de purge,...) ;
- techniques de prélèvement et protocoles associés (débit et volume d'échantillonnage) ;
- paramètres d'influence et interprétation des résultats.

Les approfondissements et recommandations présentés ci-dessous sont souvent similaires ou complémentaires à ces documents. Les points de divergence concernent essentiellement la préparation du prélèvement (technique de purge, suivi, volume et durée) et le prélèvement lui-même (débit et volume de gaz à prélever...).

4.3. PARAMETRES D'INFLUENCE

Les concentrations en composés volatils dans les gaz du sol sont la résultante d'un grand nombre de facteurs tant environnementaux (nature, position et concentration dans les sources présentes en zones saturées et/ou en zones non saturées...), que météorologiques ou encore architecturaux (zone avec revêtement ou non, présence d'un bâtiment, tirage thermique...). La forte imbrication des facteurs entre eux (interconnexion, synergie, compensation) rend difficile l'interprétation des résultats de mesures et a fortiori les extrapolations à des configurations différentes.

Le Tableau 9 synthétise les principaux paramètres influant la migration des vapeurs et par conséquent les concentrations dans les gaz du sol (adapté de NYSDOH, 2006).

Facteurs influençant les concentrations dans les gaz de sol	Descriptif
Nature du sol (voir § 5.3.1)	Migration des COV facilitée en présence de sol sec, grossier. Migration retardée ou limitée en présence de sol humide, à texture fine ou à forte teneur en matière organique
Concentration des composés volatils	Le potentiel de migration de gaz généralement augmente avec les concentrations des composés volatils au niveau de la source (phase organique, phase adsorbée ou nappe souterraine)
Localisation des sources	Le potentiel de migration de gaz généralement diminue lorsque la distance augmente entre la source et les bâtiments sus-jacents. Par exemple, le potentiel d'intrusion de gaz lié à une nappe souterraine polluée diminue avec l'augmentation de la profondeur de la nappe
Conditions relatives aux eaux souterraines	Les composés volatils dissous dans la nappe souterraine peuvent dégazer de la surface de la nappe vers la zone non saturée. Si les eaux contaminées sont recouvertes par des eaux « propres » (gradient significatif en profondeur...), alors la migration de gaz est peu probable. Parallèlement, la zone de battement de la nappe peut être impactée. Les composés flottant à la surface de la nappe peuvent s'adsorber sur le sol lors des fluctuations du niveau de la nappe et en période de basses eaux constituer une source spécifique de pollution volatile
Fracturation dans le substratum et/ou les couches d'argiles compactes	Les fractures dans le substratum et les phénomènes de dessiccation dans les argiles peuvent augmenter le potentiel de migration en facilitant la migration de gaz dans les espaces générés par les fractures
Conditions météorologiques (voir § 2.5)	Les variations de vent et de pression barométrique ainsi que les différences thermiques entre l'air et les sols peuvent générer des flux convectifs en proche surface
Phénomènes de biodégradation	Selon les conditions environnementales (humidité du sol, niveau d'oxygène, pH, nutriments minéraux, composés organiques et température), la présence de populations microbiennes appropriées et la capacité de dégradation du composé, la biodégradation dans le sous-sol peut réduire le potentiel de migration des gaz
Réseaux enterrés	Les réseaux enterrés (tels que les canalisations d'eaux usées, les conduits techniques, les drains, les fosses septiques mais aussi les racines) entourés de matériau plus perméables par rapport au terrain naturel peuvent constituer des chemins préférentiels pour la migration des gaz
Couche de confinement	Une couche de confinement en surface (par exemple, couche gelée, revêtement ou bâtiments) peut temporairement ou définitivement retarder la migration de gaz vers l'air atmosphérique. A contrario, ces couches de confinement peuvent empêcher la pluie d'atteindre les couches de sol superficielles, générant ainsi des sols relativement secs et augmentant par conséquent la migration potentielle des gaz
Fonctionnement du système de chauffage/ventilation	La mise en fonctionnement peut créer des pressions différentielles entre l'air intérieur et les sols qui peuvent augmenter la migration des contaminants gazeux vers les bâtiments et ainsi modifier les concentrations dans les gaz de sol proches du bâtiment

TABLEAU 9 – PARAMETRES INFLUENÇANT LA MIGRATION DES POLLUTIONS DANS LES GAZ DU SOL

Les paragraphes ci-après décrivent, pour certains paramètres suivis dans le cadre du présent projet (et identifiés dans le Tableau 9), l'état des connaissances de la littérature enrichi des travaux menés

dans le cadre du projet FLUXOBAT en vue d'apprécier leur niveau d'influence (ordres de grandeur) sur les concentrations en COV dans les gaz du sol :

- influence des conditions météorologiques (température atmosphérique, vent et précipitations),
- influence du tirage thermique,
- influence de la purge sur les concentrations mesurées,
- influence des débits de prélèvement.

N.B.1: les facteurs influants présentés sont ceux identifiés et suivis au cours de campagnes successives au droit du site atelier ; les illustrations et les gammes d'influence pourront être enrichies à partir des expérimentations sur d'autres sites affichant des caractéristiques géologiques et météorologiques et des configurations de bâtiments/zones non revêtues différentes.

N.B.2 : les ouvrages mis en œuvre pour le prélèvement des gaz du sol dans le projet FLUXOBAT sont des ouvrages permanents présentant des designs multiples (double-crêpine/ doublet et quadruplet de piézais). L'ensemble des mesures réalisées sur le site atelier est présenté en annexe 8.

4.3.1. Influence des conditions météorologiques

Les conditions météorologiques, telles que la pression atmosphérique, les précipitations ou encore la température, ont une influence non négligeable sur les concentrations de COV dans les gaz du sol, et ce, d'autant plus pour les prélèvements réalisés proche de la surface (voir §2.5). Au-delà des variations saisonnières (période hivernale/estivale) généralement prises en compte dans le dimensionnement et l'interprétation des diagnostics, des variations à l'échelle pluri-journalière, diurne ou horaire ne sont généralement pas considérées.

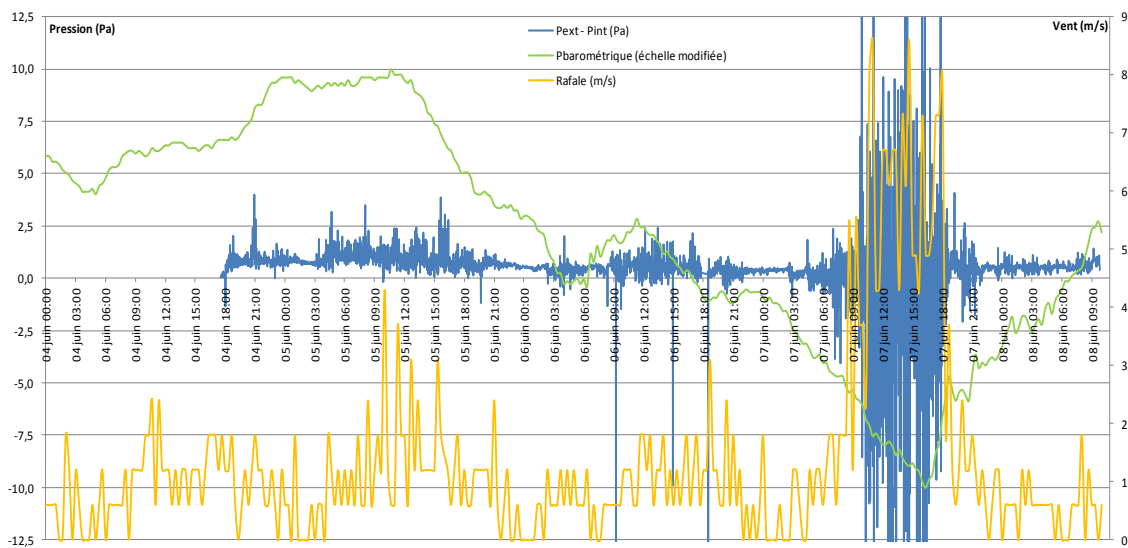
Pourtant ces paramètres météorologiques peuvent aussi varier à l'échelle d'une journée rendant leur suivi et leur enregistrement nécessaire pour l'interprétation des données. La Figure 31, issue des travaux menés sur le site atelier FLUXOBAT, illustre les variations météorologiques enregistrées sur une semaine en période estivale. De fortes variations sont observées (chute de la pression barométrique, apparition de rafales de vent).

Influence du vent

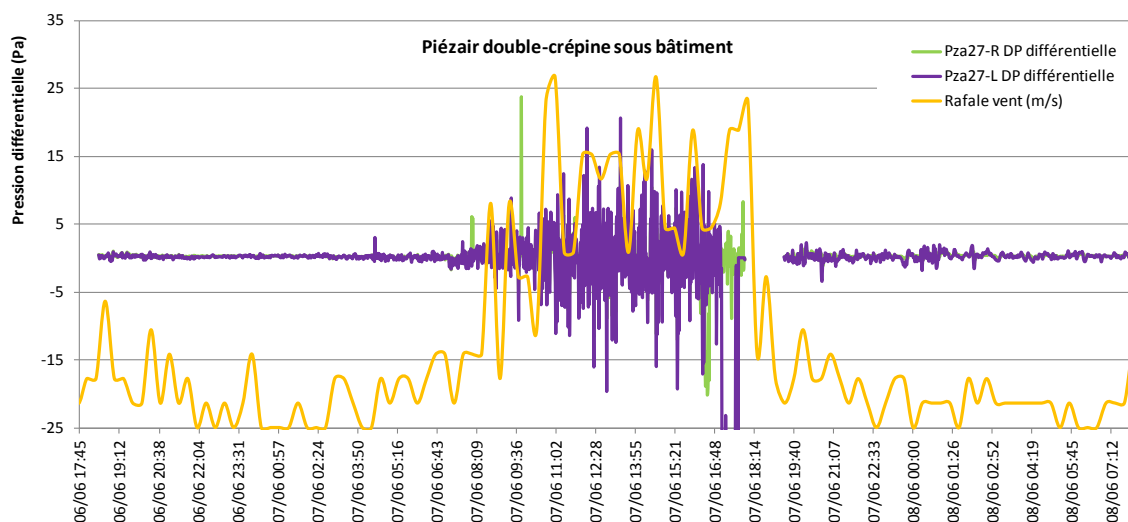
Les rafales de vent sont le reflet des brusques changements de pressions atmosphériques (vers la hausse ou vers la baisse), elles peuvent modifier les transferts gazeux à faible profondeur dans le sol (voir § 2.5.4).

Sur le site atelier FLUXOBAT, l'influence du vent sur les différences de pression entre d'une part l'air intérieur et l'air extérieur et d'autre part entre l'air intérieur et l'air des sols a été clairement mise en évidence comme le montre la Figure 31. L'influence des rafales de vent (vitesse maximale enregistrée 8,6 m/s pour des vitesses moyennes de l'ordre de 0,6 m/s) sur les dépressions est instantanée : une brusque augmentation de la vitesse du vent implique de fortes variations des dépressions dans les premiers horizons du sol (remblais et limons) et ce jusqu'à 1,4 m (point le plus bas du dernier horizon crêpiné). L'amplitude des dépressions peut atteindre ± 20 Pa.

En dehors des périodes de fortes rafales de vent, il est noté une stabilité des dépressions mesurées dans les gaz du sol.



(a) Influence du vent sur la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur observée sur le site atelier en juin 2012



(b) Influence du vent sur la dépression entre l'air intérieur et l'air des sols observée sur le site atelier en juin 2012

FIGURE 31 : INFLUENCE DE LA PRESSION BAROMETRIQUE ET DU VENT SUR LES DEPRESSIONS ENTRE L'AIR INTERIEUR, L'AIR EXTERIEUR ET LES GAZ DE SOL SOUS BATI (SITE ATELIER FLUXOBAT)

L'effet du vent sur les concentrations dans les gaz du sol n'a pas été étudié en tant que tel. Il a été avant tout observé et subi. Ce paramètre apparaît influant sur la pression différentielle, elle-même motrice des flux convectifs.

Effet de la température atmosphérique sur la température des gaz du sol

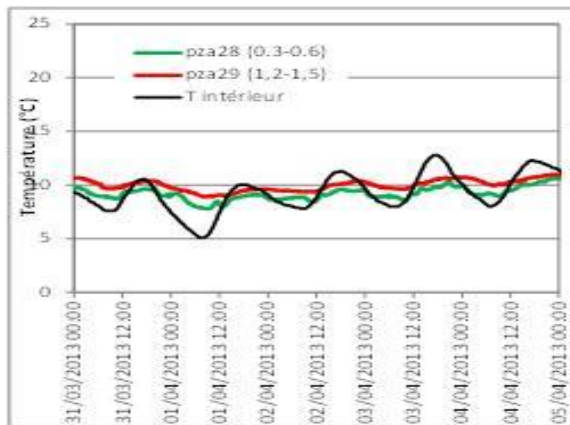
La température atmosphérique influence les propriétés physico-chimiques des composés organiques volatils (diffusion, pression de vapeur saturante, constante de Henry...). Ainsi, plus la température des gaz du sol est élevée, plus la substance tend à se volatiliser. Les figures présentées au § 4.2.1 illustrent l'incidence de ces variations de températures : Pour le PCE, entre 5 et 25 °C, le coefficient de diffusion est augmenté de 13% tandis que la pression de vapeur et la constante de Henry sont augmentées de plus de 200 %.

L'impact de la température atmosphérique sur celle des gaz du sol est dépendant de la conductivité thermique des sols et des interfaces l'isolant de la surface (dalle, revêtement). Dans le cadre du projet FLUXOBAT, au droit de bâtiments non chauffés mais aussi sur les zones non bâties, les variations diurnes/nocturnes de température atmosphérique se sont faites ressentir jusqu'à 4 m de

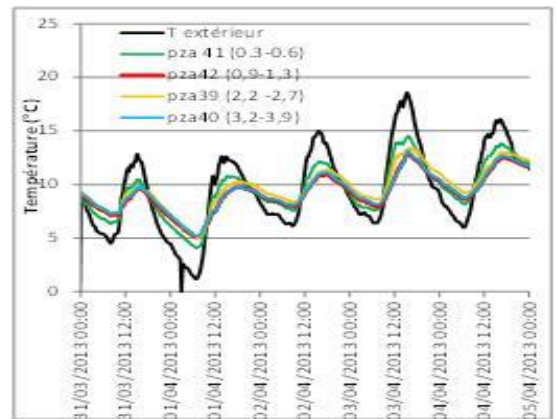
profondeur. Il a ainsi été observé une variation de la température des gaz du sol en fonction du cycle jour/nuit avec un écart de température plus faible sous le bâtiment (1 à 3°C environ Figure 32-a) par rapport à des mesures sur une zone non bâtie (5°C environ Figure 32- b).

En revanche, dans un atelier chauffé, aucune cyclicité nocturne/diurne n'apparaît pour la température des gaz du sol (Figure 32-c). Dans le cadre du projet, le chauffage de l'atelier était assuré par 4 convecteurs électriques dont la mise en route était assujettie à une température de consigne (variation cyclique de la température en sortie des convecteurs comprise entre 35 et 48°C). La température à 10 cm au-dessus de la dalle au centre de l'atelier présente un profil cyclique en lien avec celui des convecteurs, mais elle est globalement stable (variation de 1,6°C pour une moyenne à 21,5°C). La température des gaz du sol est stable sous la dalle. Seule une différence de température des gaz des sols est observée entre les 2 premiers horizons (les gaz du sol liés aux remblais situés sous la dalle affichent une température supérieure de plus de 4°C par rapport à celle des limons sous-jacents).

Atelier non chauffé (avril 2013) – variation diurne/nocturne de la température de l'air à l'intérieur de l'atelier – suivi sur 5 jours d'un piézair double-crêpine (sous emprise du bâtiment)



Zone non bâtie (avril 2013) – variation diurne/nocturne de la température de l'air extérieur au bâtiment – suivi sur 5 jours d'un quadruplet de piézairs situés à l'extérieur (pelouse)



Atelier chauffé (mars 2013) – suivi sur 22 h de la température à la sortie du convecteur électrique, de la température de l'air intérieur à l'atelier juste au dessus de la dalle (à 10 cm de hauteur) et des températures des gaz dans le piézair double-crêpine dans les 2 horizons de surface (remblais entre 0,4 et 0,7 m et limons entre 1 et 1,4 m)

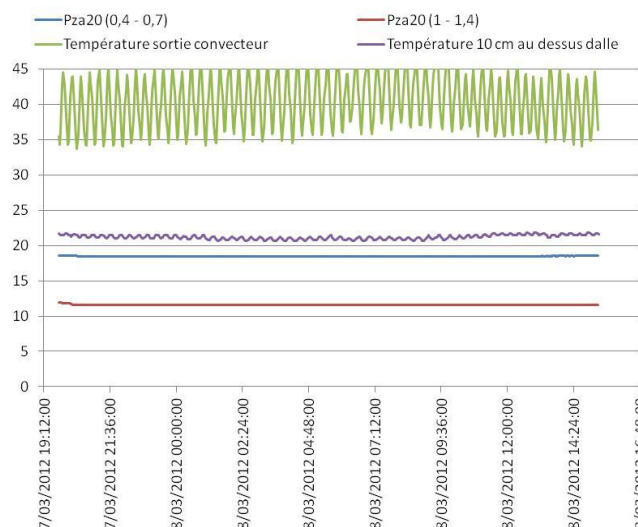


FIGURE 32 : INFLUENCE DE LA TEMPERATURE ATMOSPHERIQUE SUR LES GAZ DU SOL EN FONCTION DE LA PROFONDEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Ainsi, la température des gaz du sol à proximité de la surface est fonction de la température de l'air sus-jacent avec observation d'une cyclicité diurne/nocturne qui s'ajoute aux variations saisonnières, notamment sur les zones non bâties. Le chauffage d'un bâtiment en période hivernale supprime

cette cyclicité diurne/nocturne, la température des gaz du sol sous dalle dépend alors directement de la température de l'air intérieur « chauffé » artificiellement au-dessus de la dalle.

Il peut être ainsi attendu qu'une augmentation de la température du sol sous bâti du fait d'un chauffage augmente la concentration des gaz du sol sous dalle (augmentation de la volatilisation des substances). Toutefois, cette tendance peut être renforcée ou diminuée par d'autres facteurs (diminution ou augmentation du tirage thermique). Ce point n'a pas été traité en tant que tel dans le projet FLUXOBAT.

Il est à noter que la propagation des variations de température est dépendante de la conductivité thermique des terrains et que plus en profondeur, la température de l'air est influencée par la température de la nappe. Cette dernière est relativement stable, généralement proche de 15°C.

Effet des précipitations sur la saturation en eau et l'humidité des gaz du sol

Au droit de zones non recouvertes, de nombreux guides recommandent de ne pas procéder à des prélèvements de gaz du sol pendant des épisodes pluvieux intenses (NF ISO 10381-7, 2006 ; Technique de l'ingénieur, 2002 ; SAM, 2011 ; CalEPA, 2012 ; DoD, 2009). CalEPA (2012) préconise ainsi d'attendre 5 jours après de tels événements (lorsque la hauteur des précipitations est supérieure à 13 mm en 24h) pour procéder au prélèvement. Les prélèvements sous bâti ou à l'extérieur sous un revêtement étanche à l'eau restent cependant possibles.

La teneur en eau des sols dépend de nombreux facteurs dont la nature des sols, les précipitations brutes, le ruissellement, l'évapotranspiration et la partie captée par la végétation. La perméabilité à l'air du sol et l'humidité de l'air dans la porosité s'en trouvent impactées, modifiant les phénomènes de diffusion et de convection des COV dans la zone non saturée et par conséquent les concentrations dans les gaz du sol.

Saturation en eau des sols

Malgré la fréquence des mesures réalisées sur le site atelier FLUXOBAT, la corrélation entre la pluviométrie et les concentrations dans les gaz du sol n'a pu être mise en évidence, les variations des concentrations dans les gaz du sol étant soumises par ailleurs à d'autres facteurs d'influence. Les études de sensibilité du modèle numérique réalisé sur le site atelier (présenté en annexe 9-A) ont cependant permis d'apprécier l'influence sur les concentrations gazeuses d'une modification du profil de saturation en eau des sols après une pluie importante (78 mm). La Figure 33 montre que :

- sous le bâtiment du site atelier, la modification du profil de saturation en eau alentour n'a pas d'incidence notable sur les concentrations dans les gaz de sol à proximité de la dalle. En revanche, les formations de sables et graviers isolés sous les limons à forte saturation en eau présentent des concentrations accrues de moins d'un facteur 2 (en moyenne à l'échelle de l'atelier) ;
- en dehors du bâtiment, à 15 mètres de la zone source au droit de terrains gravillonnés, les concentrations simulées dans les gaz de sol augmentent d'un ordre de grandeur du fait (i) de la propagation nettement plus importante du panache de pollution dans les sables et graviers (en étant confiné par les limons sus-jacents) et (ii) d'une diffusion latérale accrue au sein des remblais.

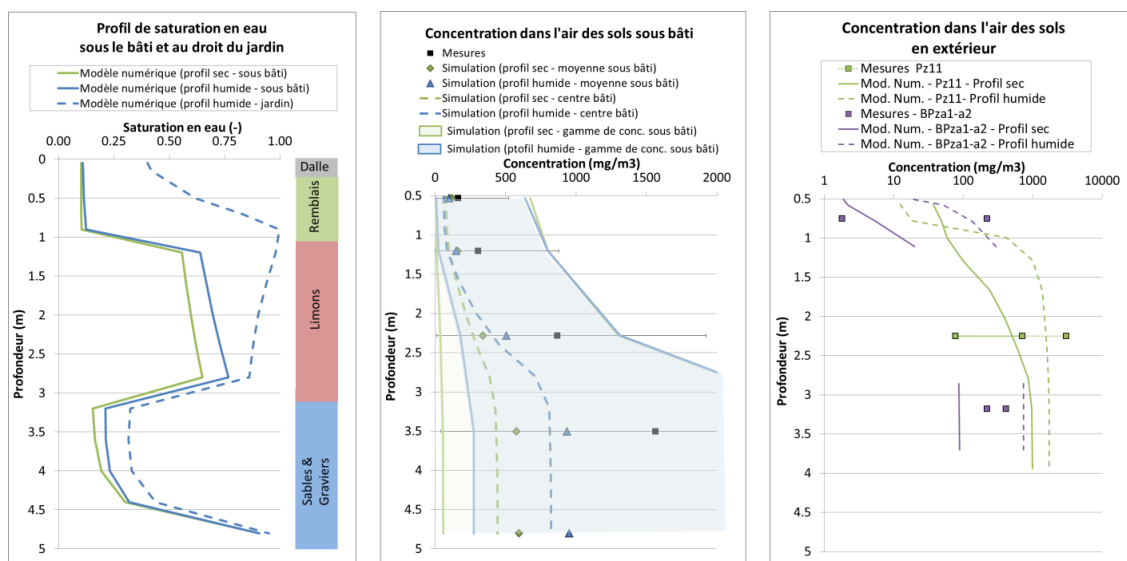


FIGURE 33 – INFLUENCE DE LA SATURATION EN EAU – CONCENTRATIONS DANS L’AIR DES SOL MODELISEES (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Humidité des gaz du sol

Dans le cadre du projet, l’humidité de l’air des piézairs a été suivie. Elle est assimilée à celle des gaz du sol pour cette expérimentation (à défaut de mesures sur les gaz du sol eux-mêmes). Le tubage en place dans le piézair constitue visiblement un puits de condensation surestimant probablement l’humidité relative des gaz du sol. Ainsi, l’humidité relative de l’air mesurée dans les piézairs est assez élevée.

Sous bâti, dans les 2 premiers horizons (remblais et limons- jusqu’à 1,5 m de profondeur environ), elle est comprise entre 83 et 96% (gamme de valeurs moyennes observée sur les campagnes de mars et juin 2012). L’humidité relative des gaz du sol apparait stable sur la durée de la mesure (21h) avec des fluctuations de l’ordre de 1% approximativement. Elle n’est pas influencée par les phases de purge ni de prélèvement actif des gaz du sol.

Sous bâti, l’humidité relative des gaz du sol n’est pas homogène au sein d’un même horizon avec des écarts entre les piézairs pouvant atteindre 3 à 9% entre les valeurs moyennes comme montré dans le Tableau 10. De plus, pour le mois de juin caractérisé par de fortes précipitations, il n’y a pas d’écart significatif entre l’humidité relative des gaz du sol sous bâti (en ne considérant que Pza14 et Pza27) et sous dalle béton (Pza35), ni même entre les deux horizons (la valeur oscille autour de 96%).

Gamme des valeurs moyennes (min – max)	Sous bâti		Hors bâti mais sous dalle béton
	Mars 2012	Juin 2012	Juin 2012
Remblais (crépine : 0,4-0,7 m)	84 – 94 %	89 – 96 % (a)	96 %
Limons (crépine : 0,9-1,4m)	93 – 96 %	97 % (b)	96 %
Piezairs concernés	Pza20 et Pza27	Pza20/27/14/34	Pza35

(a) : la valeur haute correspond aux Pza14 et Pza27 ; les valeurs basses correspondent à Pza20 (88,8%) et Pza34 (89,9%)
 (b) : seuls deux piézairs ont été suivis (Pza14 et Pza27) avec une valeur moyenne identique

TABLEAU 10 – HUMIDITE RELATIVE (%) DES GAZ DU SOL SOUS BATI ET SOUS DALLE

Le Tableau 11 présente en fonction des précipitations enregistrées sur la station météorologique locale le suivi de l’humidité relative des gaz du sol au droit du piézair double-crépine Pza20 dans l’horizon superficiel constitué de remblais – graviers grossiers (zone crépinée 0,4-0,7 m sous la dalle) pendant la saison hivernale (mars 2012) et estivale (2 séries de mesure en juin 2012).

En mars, le chauffage de l’atelier implique une humidité de l’air dans l’atelier de 34 %, alors qu’à l’extérieur de l’atelier, elle est de 66% environ. En juin, l’humidité relative de l’air intérieur et extérieur est similaire (comprise en 66 et 68%). Le piézair double-crêpine est situé dans l’atelier (sous bâti). Il en résulte une humidité relative des gaz du sol des remblais variant de 84 à 95 %, corrélée aux précipitations observées sur les 5 jours précédents.

		Mars 2012	Juin 2012 – série 1	Juin 2012 – série 2
Humidité relative (%) du gaz des sols dans les remblais (0,4-0,7 m) sous bâti (pza20)	Valeur min.	80 %	88 %	89 %
	Valeur moy	84 %	89 %	95 %
	Valeur max	87 %	89 %	95 %
Précipitations cumulées sur les 5 jours précédents		14 mm	34 mm	60 mm

TABLEAU 11 – HUMIDITE RELATIVE DES GAZ DU SOL DU PIEZAIR DOUBLE-CREPINE PZA20 ET PRECIPITATIONS SOUS BATI (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La saturation en eau des gaz du sol peut conduire à une sous-estimation de la concentration en composés volatils sur les supports analytiques lors de prélèvements actifs sur adsorbants du fait de la saturation possible des pores de l’adsorbant par les molécules d’eau (voir annexe 5).

Synthèse

Les paragraphes précédents montrent l’influence difficilement différenciable des conditions météorologiques sur les concentrations dans les gaz de sol. Illustrant cela, la Figure 34 présente les concentrations mesurées (au PID transformées en équivalent PCE) sur un quadruplet de piézairs situés sous une dalle en extérieur de l’atelier.

Si la forme du profil de concentration reste au droit du quadruplet sensiblement le même entre les différentes campagnes, les concentrations mesurées (suivant le même protocole et avec les mêmes appareillages) présentent sur une période de plus d’un an une amplitude de variation d’un facteur 20 à 30 dans les remblais et les limons et d’un facteur 10 dans les sables et graviers.

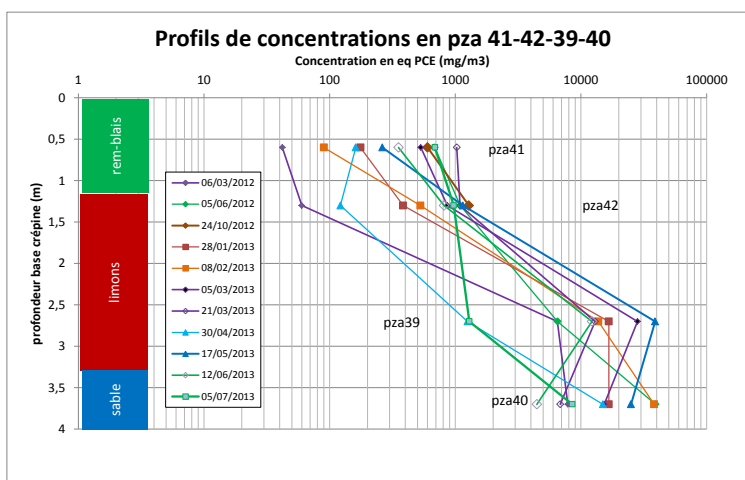


FIGURE 34 – INFLUENCE DES CONDITIONS METEOROLOGIQUES SUR LES CONCENTRATIONS MESUREES DANS LES GAZ DE SOLS (SITE ATELIER FLUXOBAT)

4.3.2. Influence du recouvrement et/ou de la proximité de la nappe

Revue de la littérature

La plupart des documents disponibles précise une profondeur minimale de l’ouvrage. Il est ainsi recommandé de ne pas implanter d’ouvrages superficiels en raison de l’infiltration possible de l’air atmosphérique, de plus fortes variabilités spatiales des concentrations en surface (en lien avec l’éventuelle mise en place de terrains anthropiques) mais aussi de l’influence accrue des conditions

météorologiques sur les premiers horizons. Une profondeur minimale des ouvrages entre 0,5 et 1,5 m est souvent citée (NYSDOH, 2006 ; NFISO 10381-7,2006 ; NJDEP, 2013).

Une profondeur minimale de l'ouvrage de 1 m par rapport au terrain naturel est recommandée par les normes NF ISO 10381-7 (2006) pour la surveillance et VDI 3865, (1998) pour les prélèvements ponctuels.

Il est aussi recommandé de ne pas implanter d'ouvrages dans la frange capillaire ou dans la zone de battement des eaux souterraines : la base des crépines est généralement à situer 1 m au-dessus de la nappe (NF ISO 10381-7,2006 ; NJDEP, 2013 ; VDI 3685-2, 1998) ou à plus de 0,3 m au-dessus de la nappe pour les nappes proches de la surface (< 2m) (NYSDOH, 2006).

La majorité des documents consultés soulignent que la profondeur de la crépine est fonction des objectifs de l'étude (caractérisation du terme source ou bien des voies de transfert des composés volatils, surveillance...), de la zone impactée (zone non saturée ou zone saturée), de la lithologie rencontrée (lithologie homogène ou succession de couches présentant des perméabilités/porosités différentes) et de l'hydrogéologie ainsi que de la typologie des bâtiments existants ou envisagés (plain-pied, vide-sanitaire, sous-sol) (présence de bâtiments, profondeurs des fondations) (NYSDOH, 2006 ; US DoD, 2009 ; NJDEP, 2013)

Influence d'un éventuel recouvrement en surface

Comme évoqué par US-EPA (2012) les concentrations en polluant dans les gaz du sol sont, toutes choses égales par ailleurs, dans les horizons superficiels, plus élevées sous des bâtiments ou revêtements imperméables que dans les zones non recouvertes.

Illustrant ce propos les modélisations numériques conduites sur le site atelier FLUXOBAT (voir annexe 9-A) mettent en évidence l'influence de ce recouvrement pour les concentrations en PCE :

- en cas de revêtement parfaitement étanche, la présence d'un obstacle aux transferts conduit à une faible atténuation des concentrations en s'approchant de la surface : la concentration dès 1 m de profondeur est stable jusqu'à l'interface avec la dalle (408 mg/m³).
- de manière opposée, en l'absence de recouvrement une forte atténuation est visible dans les horizons de remblais et limons avec des concentrations respectives de 15 et 90 mg/m³ à 1 et 1,5 mètre de profondeur.
- la présence d'une dalle en béton de bonne ou mauvaise qualité bloque une partie du flux diffusif vers l'atmosphère et conduit à des concentrations respectives de 80 et 150 mg/m³ à 1 et 1,5 mètre de profondeur.

Ainsi, en l'absence de recouvrement relativement étanche, la réalisation de mesure dans des piézaires à une profondeur limitée peut (pour les sols ici considérés) ne pas renseigner sur les concentrations futures en cas de modification de l'aménagement.

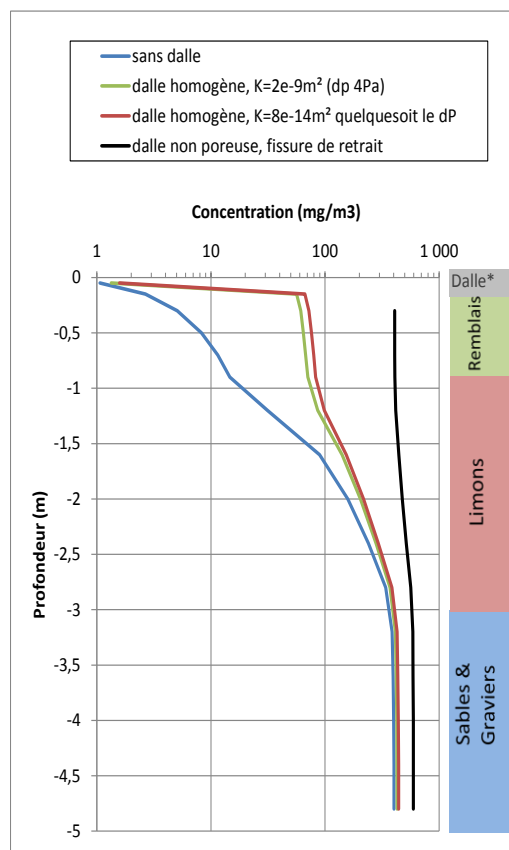


FIGURE 35 : INFLUENCE DU RECOUVREMENT EN SURFACE SUR LES PROFILS DE CONCENTRATION (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Influence de la profondeur de la nappe

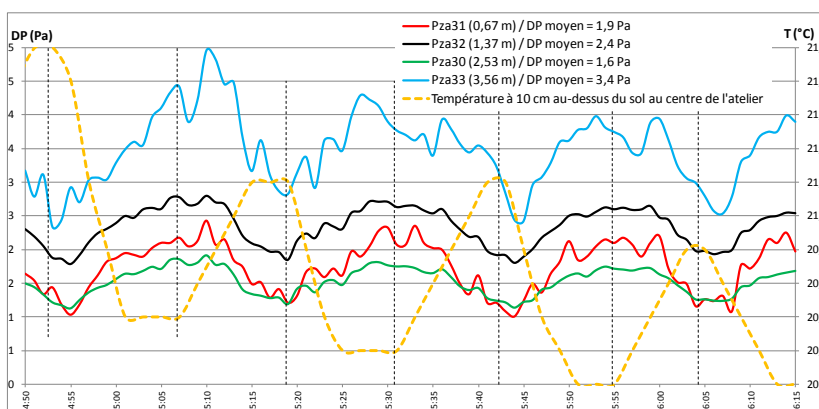
Comme mentionné au § 4.2.2, les variations du niveau statique de la nappe peuvent générer une surpression ou une dépression de l'air des sols par rapport à la pression atmosphérique et ainsi conduire à un flux convectif des gaz.

Si la dynamique lente des battements inter-saisonniers n'a pas d'influence sur les flux convectifs dans la mesure où l'équilibrage des pressions est nettement plus rapide, ce n'est pas le cas de variations rapides du niveau de nappe (par exemple sous l'effet d'une mise en route ou d'un arrêt de pompage).

Les travaux menés dans le cadre de FLUXOBAT ont montré sur le bassin expérimental SCERES qu'une variation du niveau de nappe de 50 cm (nappe à 2 mètres initialement, perméabilité de l'aquifère de 10^{-10} m^2 et une couverture par des sables fin de $6,3 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$) conduisait à des modifications sensibles du champ de pression dans les gaz du sol (Marzougui, 2013). Ainsi, durant l'imbibition, les surpressions mesurées dans les gaz de sol par rapport à l'atmosphère étaient comprises entre 0-5 Pa à 25 cm de profondeur, 6 Pa à 45 cm et 9 Pa à 65 cm. Lors du drainage, les dépressions étaient comprises entre -1 et -4 Pa à 25 cm, -14 Pa à 45 cm et -19 Pa à 65 cm. L'incidence sur les champs de concentrations dans les gaz des sols a également été mise en évidence.

4.3.3. Influence saisonnière associée au chauffage

L'influence saisonnière liée au chauffage a été mise en évidence sur le site atelier, les paragraphes suivants en apportent des illustrations. Les deux campagnes de mars et juin 2012 montrent des paramètres météorologiques et aérauliques de l'atelier différents notamment du fait du chauffage de l'atelier pendant la saison hivernale (mars). La figure ci-après illustre les pressions différentielles mesurées au niveau des 4 profondeurs investiguées sous l'atelier¹⁹ lorsque le bâtiment a été chauffé.



Suivi de la pression différentielle entre l'air intérieur et l'air des sols DP sur le quadruplet de piézair (Pza30-33) en mars 2012 –période de 85 min

La pression différentielle est comme attendue plus élevée dans l'horizon profond avec une valeur moyenne de 3,4 Pa,

N.B. : La cyclicité observée des courbes est induite par la cyclicité des convecteurs de chauffage

FIGURE 36 : INFLUENCE DU CHAUFFAGE SUR LA PRESSION DIFFERENTIELLE SOUS BÂTI (SITE ATELIER FLUXOBAT)

L'influence de ces dépressions sur les concentrations dans les gaz du sol dont les mesures sont présentées dans le Tableau 12 est cependant difficile à interpréter car elles sont également dépendantes des conditions météorologiques comme la pluviométrie (fortes précipitations les 5 jours précédents le prélèvement des gaz en juin 2012) ou la température.

Paramètres et concentrations dans les gaz de sol	Mars 2012	Juin 2012
Température de l'air extérieur (°C)	8,6	21,5
Température de l'air intérieur (°C)	21,5	21,5
Température de l'air des sols sous dalle (°C) dans les remblais et limons	12-18	16-22

¹⁹La lithologie est la suivante : remblais sablo-limoneux ou limono-sableux dans le premier mètre, puis limons sur une épaisseur de 2 m reposant sur des sables.

Paramètres et concentrations dans les gaz de sol		Mars 2012	Juin 2012
superficiels (a)			
Pluviométrie sur 4 semaines y compris semaine de mesures (mm)		20	151
Pression différentielle entre l'extérieur et l'intérieur de l'atelier (Pa)		# 4 Pa (b)	0,7
Pression différentielle (c) entre les gaz du sol des remblais et l'intérieur de l'atelier (Pa)	moy.	3,4	0,4
Pression différentielle (d) entre les gaz du sol des limons superficiels et l'intérieur de l'atelier (Pa)	moy.	2,5	0,3
Concentration dans les gaz du sol (mg PCE /m ³) au niveau des remblais (11 ouvrages répartis au droit de l'atelier)	min. max. moy.	0,6 285 101	0,4 522 162
Concentration dans les gaz du sol (mg PCE /m ³) au niveau des limons superficiels (11 ouvrages répartis au droit de l'atelier)	min. max. moy.	0,5 1238 289	0,7 877 305
Concentration dans les gaz du sol (mg PCE /m ³) au niveau des limons profonds (2 ouvrages localisés à proximité immédiate de la source de pollution)	min. max. moy.	2302 5609 3955	667 1923 1295
Concentration dans les gaz du sol (mg PCE /m ³) au niveau des sables (2 ouvrages localisés à proximité immédiate de la source de pollution)	min. max. moy.	1329 6458 3893	1569 3086 2327

(a) : valeurs moyennes calculées sur 2 et 6 piézairs double-crêpine respectivement en mars et en juin 2012 (gamme observée dans les remblais et les limons)

(b) : la dépression n'ayant pu être mesurée en mars 2012, une campagne analogue de chauffage a été conduite en mars 2013 et a permis d'estimer la dépression générée

(c) et (d) : valeurs moyennes sur 4 ouvrages (piézairs double-crêpine/ doublet et quadruplet de piézair en mars ; piézairs double-crêpine en juin)

TABLEAU 12: COMPARAISON DES CONCENTRATIONS DANS LES GAZ DU SOL SOUS BÂTI LORS DES PERIODES HIVERNALE ET ESTIVALE (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La modélisation numérique met en évidence une influence des dépressions sur les concentrations dans les gaz du sol sous bâti négligeable pour une perméabilité équivalente de la dalle inférieure à 7.10^{-14} m² et de l'ordre de 15 % pour une perméabilité de 2.10^{-9} m² (annexe 9-A). Les deux résultats sont obtenus avec un profil de saturation en eau irréductible.

4.3.4. Influence du volume de purge

Le piézair et son massif filtrant est un objet artificiel introduit dans le sol qui s'équilibre avec le milieu alentour. Ainsi pour obtenir la concentration dans les gaz des sols non influencée par l'ouvrage, il est nécessaire de purger un volume d'air correspondant à cette zone d'influence. Cette zone d'influence est dépendante essentiellement de l'ouvrage, des caractéristiques des sols et de la proximité ou non de la source de pollution des gaz du sol.

L'objectif de la purge est donc d'atteindre cette zone non influencée par l'intermédiaire de l'extraction d'un certain volume d'air depuis l'ouvrage. C'est alors seulement que peut être réalisé le prélèvement des gaz du sol.

L'atteinte de la zone non influencée est observable à travers la stabilisation des concentrations soit en polluants soit en gaz traceur de la zone non saturée.

Revue de la littérature

Toutes les références consultées sur la nécessité d'une purge de l'ouvrage. La notion de zone d'influence est souvent réduite à un volume mort²⁰ (volume de l'ouvrage et volume du massif filtrant et éventuellement de la ligne de prélèvement).

²⁰ Selon les guides, la définition du volume mort est différente. Dans la norme française NF ISO 10381-7, 2006, la définition est : « volume qui est présent entre l'ouverture d'aspiration de la sonde et le flacon d'échantillonnage, comprenant le volume du flacon d'échantillonnage ou du tube d'absorption ». Cette définition n'est pas reprise dans le guide FLUXOBAT considérant que le volume mort comprend également le volume de l'ouvrage et du massif filtrant.

Le suivi des paramètres pendant la purge est abordé dans la norme NF ISO 10381-7 et dans d'autres documents européens avec le suivi de la température et de l'humidité des gaz pendant la purge (Caracitychlor, 2013) ou bien le suivi des concentrations en CO₂ ou CH₄ (VDI 3865-2, 1998).

Le volume de purge recommandé par les normes ou guides existants est variable. Il est compris entre 1 à 5 fois le volume mort (dans certains cas, le volume mort* comprend le tubage mais aussi la ligne de prélèvement), comme illustré ci-après :

- 1 fois le volume mort (VDI 3865, 1998) ;
- 1 à 3 fois le volume mort* (NYSDOH, 2006) ;
- 1 à 5 fois le volume mort (DoD, 2009) ;
- 2 à 5 fois le volume mort (USEPA, 2007) ;
- 2 fois le volume mort* (ASTM D7648, 2012) ;
- 3 fois le volume mort (Techniques de l'Ingénieur, 2002 ; NJDEP, 2013 avec la précision d'un débit maximal de 0,2 L/min) ;
- 3 à 5 fois le volume mort (Caracitychlor, 2013) ;
- 5 fois le volume mort (NF ISO 10381-7, 2006).

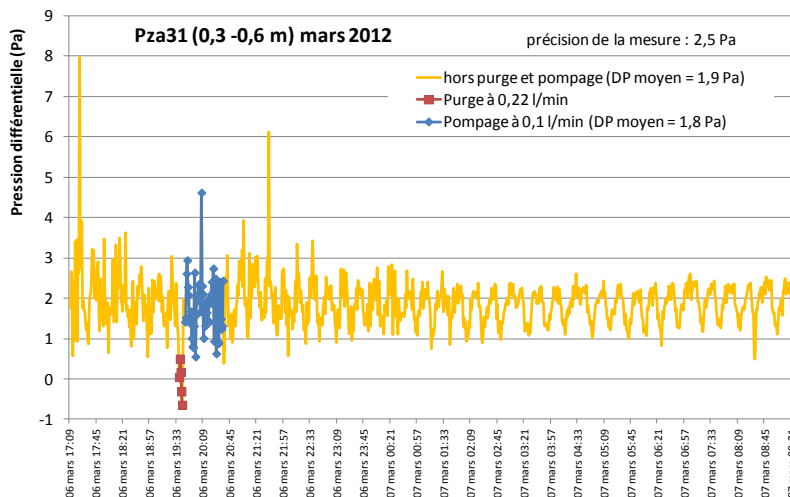
Parallèlement, le débit de purge fait également l'objet de recommandations :

- ne pas dépasser 2L/min (VDI 3865, 1998 ; NF ISO 10381-7, 2006) ;
- ne pas aller au-delà de 0,2 L/min (NJDEP, 2013 ; CalEPA, 2012 ; ASTM D7648, 2012).

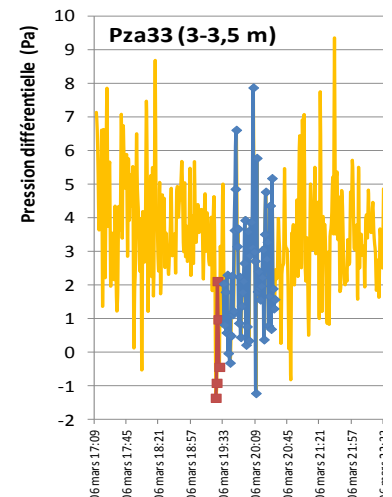
Dépressions générées par la purge

Sur le site atelier FLUXOBAT, la purge a généralement été réalisée à l'aide du détecteur PID équipé d'un système d'aspiration (débit maximal 0,5 L/min). Il n'a pas été observé durant la purge de modification de la température et de l'humidité relative des gaz du sol.

En revanche, la purge et le prélèvement actif réalisés à un débit compris entre 0,1 et 0,5 L/min tend à diminuer la pression différentielle dP entre l'air intérieur de l'atelier et celui des gaz du sol. La différence n'apparaît toutefois pas significative avec des écarts pouvant atteindre 1 Pa mais suggère que ces deux opérations peuvent modifier ponctuellement les flux convectifs des composés volatils.



Dans les remblais : sur la période de mesure excluant la purge du piézair et le prélèvement des gaz du sol (courbe jaune) : dP = 1,9 Pa. Pendant la purge du piézair (courbe rouge) et le prélèvement des gaz du sol (courbe bleue) : dP = 1,8 Pa



Dans les sables :
 - courbe jaune affichant dP = 3,4 Pa
 - pendant la purge du piézair (courbe rouge) et le prélèvement des gaz du sol (courbe bleue) avec dP = 2,3 Pa

N.B. : la cyclicité de la pression différentielle (dP) est à rapprocher avec la cyclicité de la température dans l'atelier due au fonctionnement des convecteurs (chauffage de l'atelier). Les amplitudes plus fortes en début de période correspondent à des vents entre 2 et 4 m/s (puis la vitesse du vent devient inférieure à 2 m/s)

FIGURE 37 – INFLUENCE DE LA PURGE SUR LA DEPRESSION ABSOLUE DES GAZ DU SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Représentativité des concentrations

Comme mentionné précédemment, l'atteinte de la zone non influencée par le piézair et son massif filtrant nécessite l'extraction d'un volume d'air qui n'est pas le même dans tous les contextes. Sur le site atelier FLUXOBAT, les purges réalisées à un débit de 0,5 l/min montrent des comportements significativement différents avec des volumes de purge variant de 1 à plus de 20 V²¹. La Figure 37(a) présente les différentes réponses au PID²² des ouvrages tandis que la Figure 37(b) présente les variations observées durant la purge lors de différentes campagnes sur un même ouvrage.

Ces mesures illustrent la difficulté de réduire la purge à un volume fixe quel que soit le contexte, certains ouvrages ne nécessitant la purge que d'une fois le volume du piézair tandis que d'autres nécessiteraient une purge de plus de 5 fois le volume du piézair.

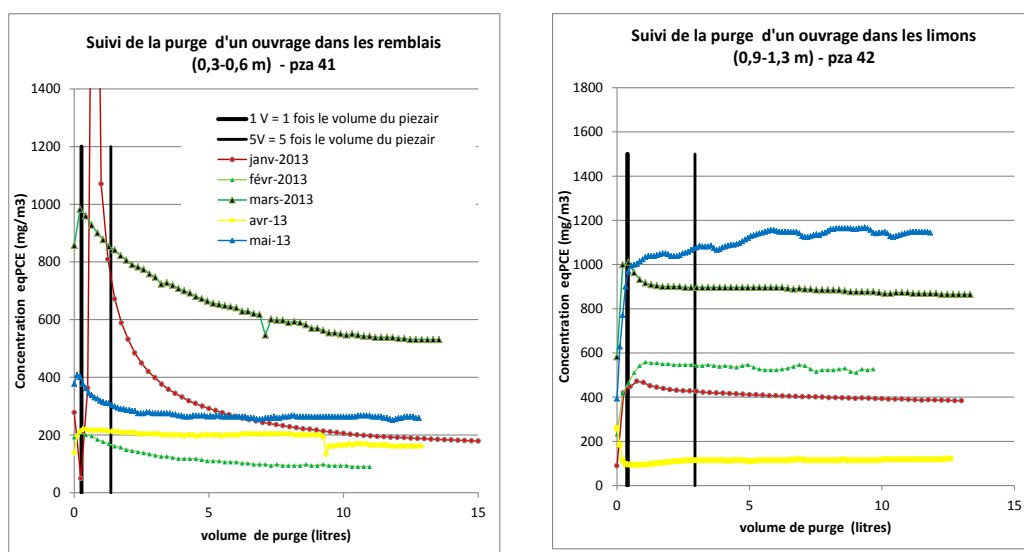


FIGURE 38 – EVOLUTION DE CONCENTRATIONS DURANT LA PURGE DE PIEZAIRES (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Le protocole recommandé repose sur le prélèvement actif des gaz précédé par une purge systématique des piézairs à l'aide d'un détecteur semi-quantitatif des gaz du type PID. Le prélèvement des gaz est assuré après stabilisation des valeurs du PID ou par défaut après 5 fois le volume du piézair. Par ailleurs, une mesure PID sur les gaz du sol est effectuée systématiquement avant et après la purge, ainsi qu'après le prélèvement.

La Figure 39 illustre deux cas rencontrés dans le cadre du projet lors du suivi semi-quantitatif de la composition des gaz du sol pendant et après la purge du piézair. Il en résulte un prélèvement actif des gaz du sol peu représentatif pour la Figure 39 (a) du fait de deux valeurs PID significativement différentes entre la fin de la purge et la fin du prélèvement. En revanche la Figure 39 (b) illustre un prélèvement actif représentatif, les valeurs PID étant similaires avant et après le prélèvement actif.

²¹ V représentant ici le volume du piézair et du massif filtrant

²² La pollution en présence dans les gaz de sol est constituée essentiellement de PCE, ainsi la réponse du PID a été traduite en concentration équivalente en PCE

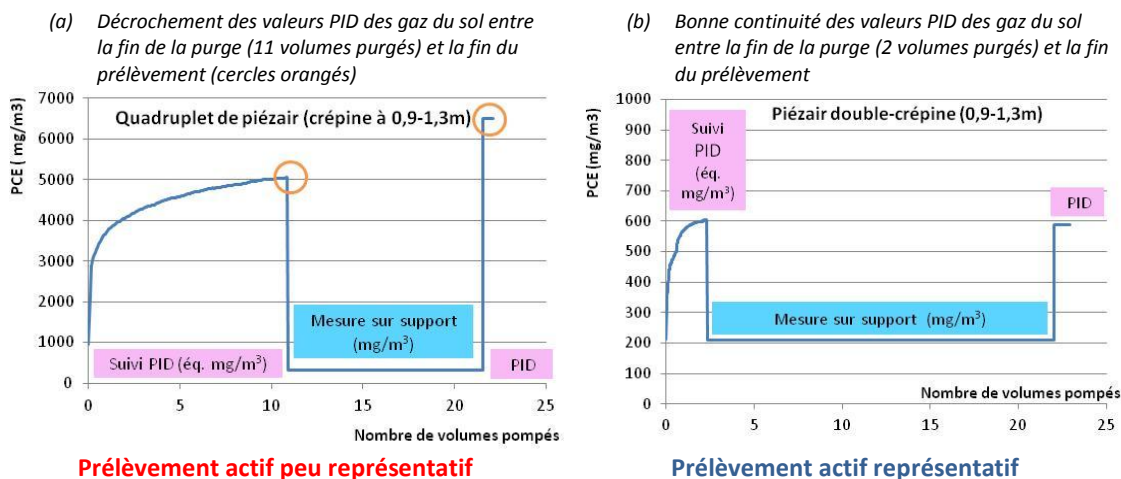


FIGURE 39 – PURGE DES PIEZAIRES ET PRELEVEMENT ACTIF DES GAZ DU SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

4.3.5. Influence du pompage

Revue de la littérature

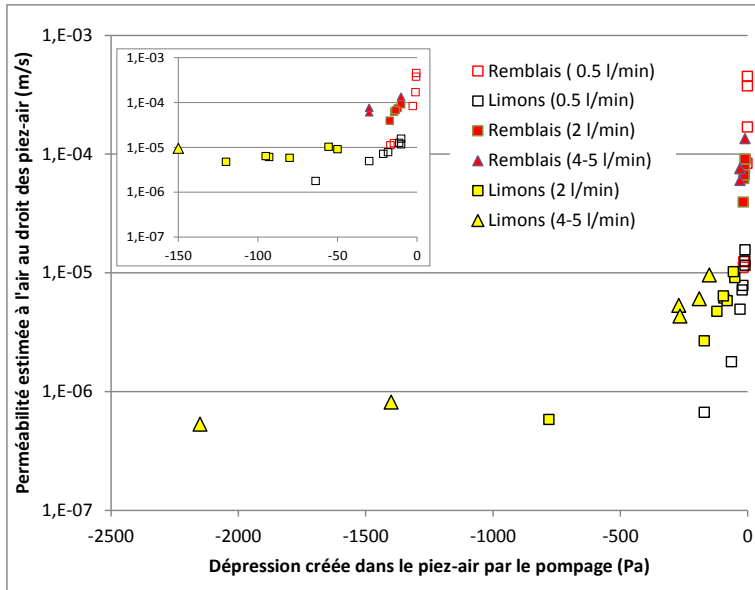
L’objectif de l’échantillonnage est de prélever le volume de gaz le plus faible possible pour ne pas exacerber des phénomènes comme la désorption de composés au niveau de la phase solide, et ne pas favoriser la pénétration d’air atmosphérique, tout en garantissant l’obtention d’une limite de quantification assez faible sur le support analytique retenu. Ainsi des débits de prélèvement entre 0,2 et 2 L/min sont généralement préconisés.

Sont évoqués ci-dessous les enseignements apportés par les travaux menés dans le cadre du projet FLUXOBAT sur l’influence du pompage sur les dépressions dans les ouvrages et les concentrations mesurées.

Dépressions générées

La Figure 40 illustre pour deux lithologies (remblais grossiers entre 0,3 et 0,6 m et limons entre 0,9 et 1,3 m) l’influence des débits de pompage sur la pression motrice différentielle mesurée entre les gaz du sol (dans le piézair) et l’air intérieur de l’atelier. Les débits testés sont compris entre 0,5 et 5 L/min²³.

²³ Le débit de 5 L/min est au dessus des débits recommandés ; il a été testé dans le cadre de ce projet à une fin expérimentale



Dans l'horizon le plus superficiel (remblais grossiers), l'augmentation du débit de la purge de 0,5 à 5 L/min augmente la dépression dans les gaz du sol (passage de -3 à -30 Pa pour la valeur médiane).

La dépression engendrée par la purge est plus significative au sein des limons : à 0,5 l/min la dépression est comprise entre -17 et -170 Pa, elle peut atteindre avec une valeur extrême à -2150 Pa pour un débit de 5 l/min.

FIGURE 40 – INFLUENCE DES DEBITS DE PRELEVEMENT ET DE LA LITHOLOGIE SUR LA PRESSION DIFFERENTIELLE DES GAZ DU SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Les dépressions créées lors du pompage peuvent générer des interférences au niveau des flux de polluants vers le piézair en limitant la sorption ou désorption du polluant ou en limitant la contribution des zones moins perméables. Les mesures de concentrations lors de ces essais sont présentées ci-dessous.

Modifications des concentrations

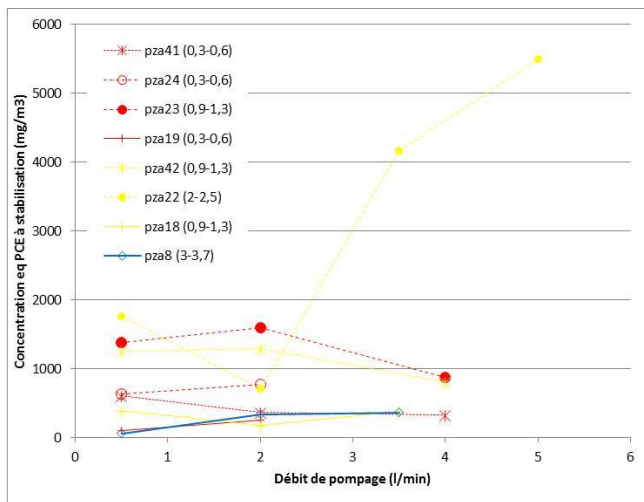


FIGURE 41 – INFLUENCE DES DEBITS DE PRELEVEMENT ET DE LA LITHOLOGIE SUR LA CONCENTRATION MESUREE DANS LES GAZ DU SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Dans l'horizon le plus superficiel (remblais grossiers), une augmentation de la concentration est systématiquement observée entre 0,5 et 2 l/min puis une diminution de 2 à 4 l/min pour les deux piézaires testés. Cette dernière peut être reliée à la création de circulations préférentielles depuis la surface à de tels débits.

Pour les limons, le comportement est inversé. Il est probable que l'augmentation ou la diminution de concentration soit liée à des circulations préférentielles favorisées par l'augmentation du débit : depuis les sables sous-jacents proches (pza22) ou depuis les remblais sus-jacents (pza42).

4.3.6. Influence du volume de prélèvement

Revue de la littérature

Le volume de gaz à collecter est précisé dans quelques guides, toujours en référence aux méthodes d'échantillonnage retenues (support adsorbant, canister, seringue). Il est de:

- 10 ml à 20 litres dans la norme NF ISO 10381-7 (2006),
- 6 à 20 L dans US-DoD (2009) ; VDI 3865 (1998).

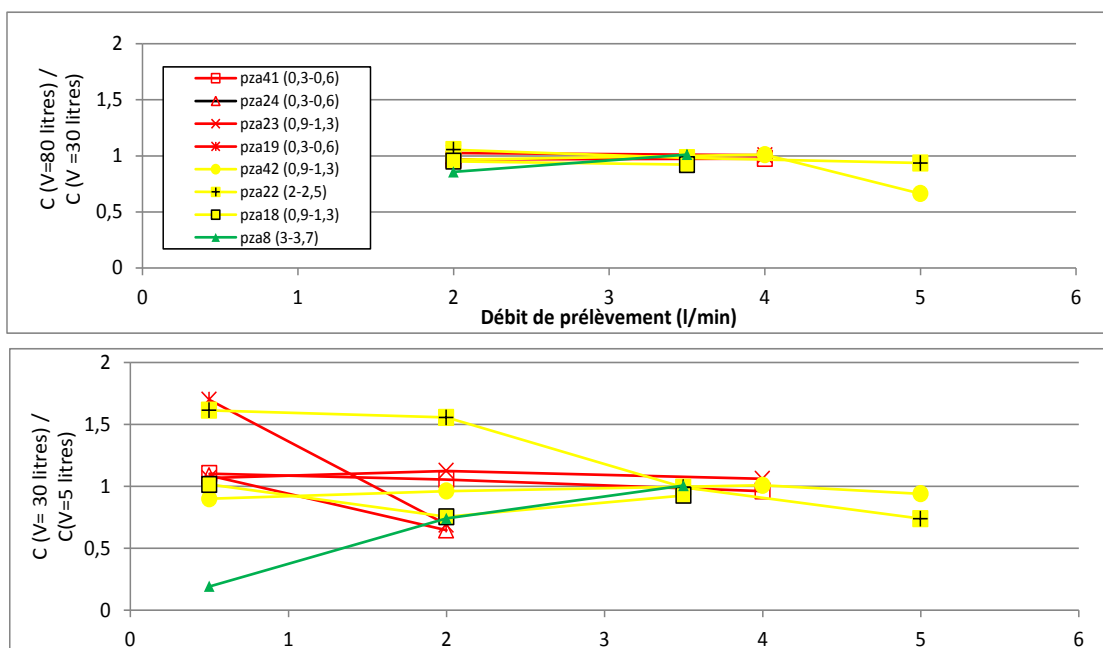
L'US-EPA, 2010 a réalisé une intercomparaison des concentrations obtenues en fonction des volumes prélevés dans l'ouvrage de 0,01 à 1 litre (purge incluse), montrant qu'au-delà de 1 litre, une diminution des concentrations est observée.

Lien entre le volume prélevé et la concentration

Comme présenté dans le § 4.3.4 sur la purge, la Figure 41 montre que la concentration est intimement liée au comportement des polluants à proximité de l'ouvrage. Cependant au-delà de la purge, la figure ci-dessous montre que si une évolution d'un facteur 4 peut être observée entre un volume pompé de 5 et 30 litres sur certains ouvrages (incluant la purge), elle devient négligeable entre 30 et 80 litres de prélèvement.

Ainsi, la variation de concentration en fonction du volume prélevé est relativement faible au regard de celle présente lors de la purge du volume influencé par l'ouvrage.

Il est à noter cependant, que lors d'un prélèvement sur des supports adsorbants, les contraintes associées à ces supports (sa saturation et le volume de perçage, voir annexe 5) conduit à limiter le volume à prélever dans l'ouvrage.



rouge : ouvrages dans les remblais, jaune dans les limons et bleu dans les sables et graviers
 Figure du haut : rapport des concentrations après le pompage de 80 et 30 litres
 Figure du bas : rapport des concentrations après le pompage de 30 et 5 litres

FIGURE 42 – INFLUENCE DES VOLUMES PRELEVES SUR LA CONCENTRATION MESUREE DANS LES GAZ DU SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

4.4. LES DISPOSITIFS PERMETTANT LA MESURE

Selon les objectifs de l'étude et les caractéristiques du site, la mesure des concentrations dans les gaz du sol peut être assurée par différents outils ou installations. Sont distingués dans les paragraphes suivants quatre dispositifs dont les intérêts et limites sont synthétisés au § 4.4.5 :

- les mesures semi-quantitatives sur les trous de forage, carottes, et/ou échantillons;
- les mesures par prélèvements sur des ouvrages temporaires (de type canne-gaz) ;
- les mesures par prélèvements sur des ouvrages permanents (de type piézair) ;
- les mesures par prélèvement sur des ouvrages réalisés immédiatement sous dalle.

4.4.1. Mesures semi-quantitatives sur carottes de sol ou en espace de tête

Dans une approche progressive et proportionnée des diagnostics de la qualité des gaz de sol, parce qu'elles sont faciles à mettre en œuvre et peu onéreuses, les mesures semi-quantitatives apportent des informations utiles. Celles-ci peuvent être réalisées lors des premiers diagnostics sur un site afin d'identifier la présence ou non de pollutions volatiles, pour délimiter une zone source ou encore pour définir le protocole de prélèvement actif sur un ouvrage.

Sont présentées ci-dessous les mesures dans l'air interstitiel de carottes de sol. Les § 4.4.2 à 0 présentent les mesures sur des ouvrages transitoires ou pérennes visant à préciser le protocole de prélèvement.

La mesure semi-quantitative peut être effectuée à l'aide de détecteurs portatifs tels que le PID (Photo-Ionisation Detector), ou le FID (Flame Ionization Detector). Les caractéristiques, avantages et limites des différents analyseurs de terrain sont développés dans ATTENA (INERIS, 2013), l'annexe 5 reprend certains de ces éléments. Il est à noter que ces analyseurs largement répandus dans le domaine des sites et sols pollués avec une gamme de mesures de l'ordre du ppb ou du ppm²⁴ ne permettent pas de discriminer les polluants en présence : c'est une concentration équivalente en COV totaux qui est obtenue.

N.B. : Les outils de type Direct Push (DP) permettent la collecte de données in situ, ils font l'objet d'une norme (ASTM, 7648-12, 2012). Non utilisés dans le cadre du projet FLUXOBAT, ils présentent l'intérêt de la mesure in situ et se rapprochent en cela des mesures présentées au § 4.4.2 sur les ouvrages temporaires. Ils peuvent être associés à des sondes comme le MIP (Membrane Interface Probe) permettant la collecte de données in situ en temps réel (analyse semi-quantitative des gaz du sol en fonction de la profondeur à une température imposée de l'ordre de 120°C). Ce couplage a fait récemment l'objet d'une étude européenne (caracitychlor, 2013).

Protocole sur carottes de sol

Cette méthode s'applique lors de la foration de sondages carottés sous gaine et consiste à percer les gaines contenant les sols de trous situés à intervalles réguliers. Dans chaque trou, une mesure PID est réalisée (Kaskassian, 2012). Une alternative consiste à appliquer cette méthode aux carottes prélevées à l'aide d'un carottier à fenêtre ouverte. Les mesures réalisées et la description lithologique permettent d'identifier les horizons impactés.

La Figure 43 illustre le profil des mesures PID obtenu sur un sondage effectué sous gaine PE, sur le site atelier FLUXOBAT.

²⁴ Généralement les diagnostics conduits sur les gaz du sol reposent sur des gammes de concentration au ppm (part per million)

A droite : profil élaboré à partir des mesures PID réalisées sur des carottes de sol pour un intervalle vertical de 5 à 15 cm.

Les valeurs PID relevées oscillent entre 0 et 2800 ppm (seuil de saturation du détecteur utilisé) permettant d'identifier la présence de sols plus fortement impactés dans les limons entre 2 et 3 mètres ainsi que dans les sables à partir de 4 m de profondeur jusque dans la nappe dont le toit se situe à 5,6 mètres de profondeur.

Ci-dessous : relevé au PID des valeurs semi-quantitatives des gaz du sol sur une carotte de sol sous gaine plastique (FLUXOBAT)

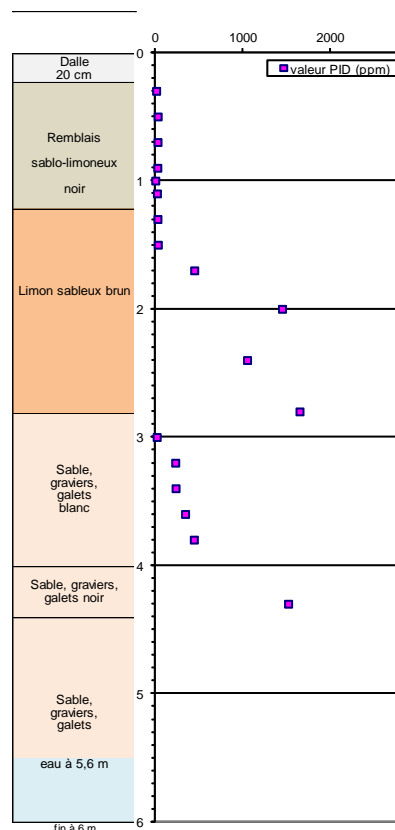


FIGURE 43 : PROFIL DES MESURES PID OBTENU SUR UNE CAROTTE DE SOL (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La discrétisation suivant z complétée par une information en plan associée à la démultiplication du nombre de sondages apporte des informations pertinentes et détaillées sur la présence de pollution volatile permettant non seulement d'orienter le choix des échantillons de sols à analyser (MACAOH, guide zone source : Côme et al., 2006) mais également d'orienter le positionnement et la hauteur des crépines des ouvrages pour la mesure quantitative des concentrations dans les gaz de sol.

Les paramètres environnementaux (température, degré d'humidité de l'air des sols ...), les caractéristiques des sols (porosité, fraction de matières organiques et d'argiles ...) ainsi que celles des polluants (certains COV ne sont pas mesurés par les lampes PID....) et des mélanges en présence impactent les équilibres sol / gaz du sol. Ainsi pour une même concentration en COV dans les sols, les réponses PID peuvent être différentes. Il convient donc de comparer les mesures PID pour des conditions équivalentes.

Protocole en espace de tête

Lors des prestations de type LEVE en cas de doute sur la présence de pollution, des diagnostics du milieu souterrain peuvent être menés (voir Tableau 2). Lors de tels diagnostics de sol, l'échantillonnage des sols n'est pas couramment réalisé à l'aide de carottier mais plus généralement à l'aide de tarières hélicoïdales, lesquelles génèrent des risques élevés de pertes de COV.

Les analyses semi-quantitatives peuvent alors être réalisées :

- soit dans le trou de forage à l'avancement (si celui-ci se tient) ;
- soit sur des sacs dans lesquels des échantillons de sol à différentes profondeurs ont été placés. Le choix des échantillons est basé sur leur description lithologique et sur les indices organoleptiques. Une attention particulière sera à apporter sur l'interprétation de ces mesures compte tenu du fait que les terrains ont été largement remaniés lors de la foration.

Exploitation des mesures

L'information donnée par ces analyses (complémentaires aux analyses sur des échantillons de sol) permettra :

- d'identifier la présence ou non de pollutions volatiles (étant entendu que la notion d'absence est intimement liée à la limite de détection des appareils de mesure) ;
- de dimensionner les éventuels compléments de caractérisation nécessaires vis-à-vis des pollutions volatiles.

Il sera cependant gardé en mémoire les limites de tels diagnostics qui ne peuvent être utilisés en lieu et place de mesures réalisées sur des ouvrages dédiés à la caractérisation des concentrations dans les gaz de sol. Ils visent davantage à discriminer des situations ou à aider au dimensionnement des diagnostics plus approfondis et ne peuvent se substituer à des mesures quantitatives des concentrations dans les prestations de type IEM ou PG.

4.4.2. Ouvrages temporaires

Les ouvrages temporaires mentionnés dans ce paragraphe sont de type canne-gaz²⁵.

Les cannes-gaz sont enfoncées dans le sol et généralement laissées en place le temps du prélèvement (Figure 44). Aucun équipement mécanique n'est nécessaire pour sa mise en œuvre sur les sols meubles tels que des sables (absence de préforage). Un recours à des outils mécaniques (tels que les marteaux à percussion portatifs) peut être nécessaire sur des sols plus résistants tels que les sols argileux ou contenant des matériaux grossiers de type remblais.

Plusieurs modèles généralement en acier inoxydable existent : à pointe perdue (libérant lors de la remontée de la tige une surface de collecte de gaz de quelques centimètres de hauteur), avec des rainures²⁶ au droit de la tige ou avec des orifices.

Les longueurs de cannes commercialisées sont généralement de 0,65 m ou 1,15 m.

Cet ouvrage assure un prélèvement localisé des gaz du sol à une profondeur donnée. Il est surtout employé en dehors des zones bâties dans le cadre d'une recherche des zones sources ou de délimitation de panache (screening). Cet ouvrage peut aussi être employé pour identifier des voies de transfert préférentielles (par exemple, le long de canalisations enterrées).



A gauche : introduction de la canne-gaz dans le sol à l'aide d'un maillet

A droite : introduction de la tige interne dans la canne-gaz assurant le prélèvement des gaz du sol. A noter que le prélèvement des gaz peut se faire directement sur la canne-gaz en munissant cette dernière d'un bouchon d'étanchéité à son extrémité et d'un flexible



FIGURE 44 : EXEMPLE D'OUVRAGE TEMPORAIRE (INERIS)

Ce type d'ouvrage présente un intérêt limité aux horizons superficiels de sols meubles. La connaissance préalable de la lithologie est cependant nécessaire afin de s'assurer du possible fonçage manuel (la présence d'éléments grossiers est parfois gênante). Par ailleurs, la suffisance de cette cartographie en surface doit être préalablement établie. En effet, en présence d'une source de

²⁵ D'autres dénominations peuvent être rencontrées : sonde de gaz, canne battue

²⁶ A noter que les rainures et les orifices présentent un risque de se colmater lors de l'enfoncement de la canne.

pollution en profondeur recouverte d'un horizon limitant la diffusion vers l'atmosphère, le screening dans les horizons superficiels ne donnera qu'une information limitée à la propagation vers la surface et ne permettra pas de délimiter la source ou le panache dans les formations perméables sous-jacentes.

Par ailleurs, l'ouverture limitée à la base de la canne-gaz conditionne la représentativité de la mesure réalisée. La réalisation de plusieurs campagnes sur un site devra intégrer cette contrainte afin de s'assurer de la possibilité de comparer des mesures d'une campagne à une autre.

Enfin, la connaissance des hétérogénéités de terrain est utile pour positionner l'ouverture de la canne gaz dans des horizons suffisamment perméables aux gaz.

4.4.3. Ouvrages permanents

Dénommés communément puits à gaz ou piézair²⁷, les ouvrages permanents sont constitués d'un tube descendu dans un trou de forage sur lequel une zone spécifique est crépinée permettant la circulation des gaz.

La pérennité de cet ouvrage permet la réalisation de plusieurs campagnes de prélèvements.

Forage préalable

La mise en œuvre des piézairs nécessite le recours à des équipements de forage manuel ou mécanique (tarière, forage à percussion, forage à l'avancement...) (CalEPA, 2012 ; Caracitychlor, 2013). Le diamètre du pré-forage, généralement compris entre 50 et 80 mm (VDI 3865-2) afin d'aménager un espace annulaire facilitant la migration des gaz, est à adapter en fonction du diamètre du tubage.

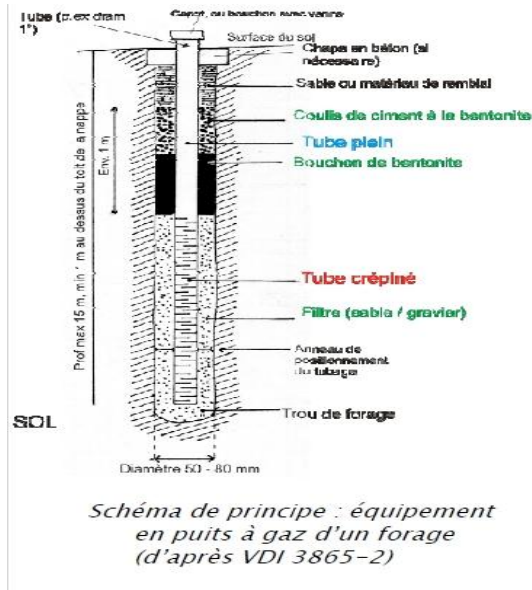
La connaissance de la lithologie (superposition d'horizons avec des caractéristiques de transfert différentes) et des indices de pollution (mesures au PID voir §4.4.1, indices organoleptiques) acquis pendant cette étape de forage sont utiles pour le choix de l'implantation verticale de la crépine (voir § 4.5.2).

Matériau et géométrie de l'ouvrage

La littérature converge vers la même nature de matériaux à employer pour les ouvrages permanents, à savoir des matériaux inertes de type Téflon®, PEHD (polyéthylène haute densité), polyétheréthercétone (PEEC), Nylaflow® (matériau plus coûteux) (CalEPA, 2012 ; NYSDOH, 2006). L'emploi de PEBD (polyéthylène basse densité) et de PVC (polychlorure de vinyle) est à éviter en raison du dégazage de composés volatils et de la réactivité des matériaux avec les gaz du sol (CalEPA, 2012).

Dans la majorité des normes et guides existants, le remplissage de l'espace annulaire autour du tubage est recommandé (Figure 45). Sa granulométrie du massif filtrant est à choisir en fonction de l'ouverture des crépines et de la granulométrie du terrain.

²⁷ Le terme piézair sera employé dans la suite du document.



Coupe schématique d'un piézair pour le prélèvement des gaz du sol (tube plein puis tube crépiné). Pour le remplissage de l'espace annulaire (de bas en haut) : sable/gravier autour du tube crépiné, bouchon de bentonite, coulis de ciment-bentonite puis sable (NYSDOH, 2006) ou matériau de remblai exempt de pollution (VDI 3865-2).

FIGURE 45 : COUPE SCHEMATIQUE D'UN OUVRAGE PERMANENT (D'APRES MEASUREMENT OF ORGANIC SOIL POLLUTANTS - TECHNIQUES OF ACTIVE SAMPLING OF SOIL GAS, VDI 3865-2 (1998))

Le diamètre du tubage recommandé (VDI 3865-2, 1998) est le plus petit possible (13 à 25 mm, voir 6 mm) afin d'éviter un volume mort trop important à purger, assurer des prélèvements de faible volume et limiter la perturbation des transferts dans le sol. Il est à noter que ce diamètre n'est pas adapté pour l'emploi de packer qui nécessite généralement un diamètre minimal de 50 mm.

Les tubages pleins et crépinés sont assemblés par filetage ou vissage, la colle doit être proscrite (Caracitychlor, 2013).

Design pour des prélèvements multi-niveaux

Le choix d'un prélèvement simple niveau ou multi-niveau dépend notamment de la nécessité ou non de caractériser le terme source et/ou le transfert des composés volatils sur le profil de la zone saturée, surtout si plusieurs horizons de perméabilités/porosités différentes sont rencontrés et si plusieurs sources sont identifiées (Caracitychlor (2013) ; ASTM D7648 (2012)). Des prélèvements multi-niveaux sont généralement mis en œuvre dans le cas de l'évaluation des transferts de pollution vers la surface (dans le cadre d'IEM ou de PG). En effet, mis à part dans des lithologies homogènes pour lesquels la porosité et teneur en eau sont connus, les prélèvements réalisés à une seule profondeur ne suffisent généralement pas à évaluer le flux vers l'air intérieur ou extérieur.

Si des prélèvements à différentes profondeurs sont nécessaires, différents designs peuvent être mis en œuvre comme illustré en Figure 46 :

1. piézair crépiné sur toute sa hauteur (avec emploi ou non d'un packer permettant d'isoler deux horizons de nature différente) : **ce design n'est pas recommandé** ;
2. piézair « double-crépine » disposant de deux zones crépinées à deux profondeurs différentes (avec emploi indispensable d'un packer permettant d'isoler les deux horizons de nature différente) ;
3. ensemble de piézairs crépinés à différentes profondeurs constituant ainsi une « flûte de pan » dans un même sondage ou dans des sondages distincts (sont ainsi obtenus des doublets, des triplets ou des quadruplets de piézairs si 2, 3 ou 4 niveaux de crépine sont mis en œuvre).

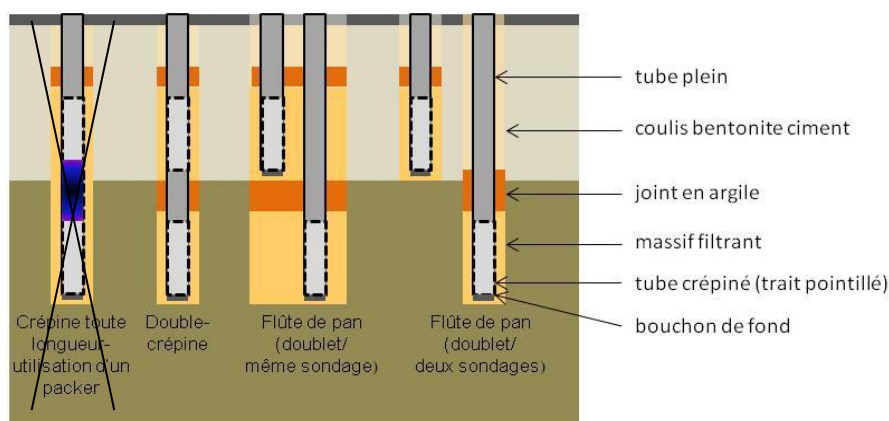


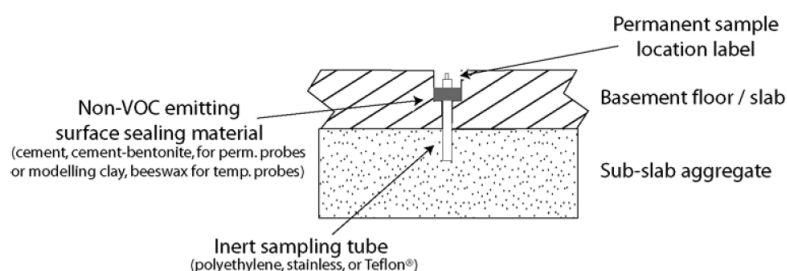
FIGURE 46 : DESIGNS POSSIBLES POUR LES OUVRAGES PERMANENTS MULTINIVEAUX (SOURCE : D'APRES CITYCHLOR, 2013)

Le choix du design repose avant tout sur les objectifs de l'étude mais aussi sur la maîtrise du packer pour les ouvrages double-crépine notamment (dont le diamètre de l'ouvrage doit être au minimum de 50mm environ).

Illustration : L'objectif est d'évaluer les risques sanitaires sous un bâtiment existant, lié au dégazage des composés volatils dans la zone non saturée des sols (lié à une rupture de canalisation transportant des effluents chlorés), à l'issue de l'identification et de délimitation d'une zone source. Si la lithologie est hétérogène sur le profil investigué (succession de limons en surface, d'argiles sableuses et de sables en profondeur), et que chaque horizon est impacté (après vérification par des mesures semi-quantitatives sur les carottes de sol par exemple), il convient d'implanter un piézair dans chacune des lithologies rencontrées. Un design de type flûte de pan peut être mis en œuvre (triplet de piézairs dans ce cas). Pour l'évaluation des risques sanitaires sous bâti, il est préférable d'obtenir les concentrations dans les gaz du sol dans l'horizon présent immédiatement sous le bâti (hors couche de forme) mais aussi au droit de la zone source d'autant plus si sa lithologie est plus perméable.

4.4.4. Ouvrages sous dalle

Les ouvrages sous-dalle communément appelés « sub-slab » en Amérique du Nord sont des dispositifs mis en œuvre uniquement dans les bâtiments. Ils peuvent être temporaires ou permanents. La dalle est percée pour permettre le prélèvement des gaz du sol présents immédiatement en dessous de cette dernière (FIGURE 18); un aménagement spécifique du trou de forage de type piézair peut aussi être mis en œuvre. En France, les prélèvements sous-dalle commencent à être réalisés et consistent généralement au percement de la dalle à l'aide d'une mèche, à l'introduction d'un flexible (avec étanchéification en surface au niveau de la dalle) puis au prélèvement des gaz sous dalle sur un support adapté (type canister par exemple). Le prélèvement sous dalle est généralement mis en œuvre au droit d'habitations ayant une problématique de transfert de vapeurs dans l'air intérieur ou de locaux ne permettant pas l'accès à des équipements de forage (faible hauteur de plafond par exemple, sous-sol exigus...). Ainsi les objectifs s'inscrivent préférentiellement dans la caractérisation des transferts de vapeurs dans les bâtiments ou dans la discrimination de l'origine des substances volatiles provenant soit de la pièce (présence de produits d'entretien, activités industrielles ou domestiques, tabagisme...), soit du sous-sol (migration des vapeurs via la dalle). Ces prélèvements sont alors couplés à des prélèvements d'air intérieur dans la pièce.



Coupe schématique d'une dalle (slab) et du remblai sous-jacent (sub-slab aggregate). Prélèvement sous-dalle, à l'aide d'un tubage inerte (inox, téflon ou polyéthylène), dont la partie supérieure au niveau de la dalle est étanchéifiée à l'aide d'un mélange bentonite ciment pour les ouvrages permanents ou à base d'argiles ou cires pour les ouvrages temporaires.

FIGURE 47 : EXEMPLE D'UN OUVRAGE SOUS DALLE POUR LE PRELEVEMENT DES GAZ DU SOL (SOURCE: NYSDOH, 2006)

4.4.5. Intérêts, limites et points d'attention

Le Tableau 13 présente les avantages et limites de chacun des dispositifs susceptibles d'être utilisés pour la caractérisation des gaz du sol.

Les différents objectifs auxquels peuvent théoriquement répondre les dispositifs sont présentés en lien avec ceux définis dans la Figure 30. Le choix du dispositif revient au prestataire qui se réfèrera dans un premier temps aux objectifs de l'étude et dans un second temps aux contraintes techniques, temporelles et financières de l'étude.

Dispositifs	Objectif de mise en œuvre	Avantages	Limites
Mesure semi-quantitative	<ol style="list-style-type: none"> (1) Apprécier la volatilité de la pollution présente dans les sols Localiser la source (2) Evaluer la taille du panache (x,y,z) dans la zone non saturée 	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre aisée à l'issue du forage et ne nécessitant pas un équipement spécifique du dispositif - Lecture rapide des valeurs à l'aide d'un détecteur (ordres de grandeur) - Identification rapide des couches géologiques impactées et de la profondeur des impacts - Screening rapide d'un site pour identifier les zones impactées lors d'un diagnostic ; étape préalable à la mise en place d'ouvrages permanents 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures ponctuelles sur les COV émanant des carottes de sol, ne pouvant être reproduites - Valeurs assujetties au mode de prélèvement des carottes de sol (carottier sous gaine ou à fenêtre à privilégier) - Technique non adaptée pour la surveillance, ni l'évaluation des risques sanitaires
Ouvrage temporaire	<ol style="list-style-type: none"> (1) Apprécier la volatilité de la pollution présente dans les sols Localiser la source (2) Evaluer la taille du panache (x,y,z) dans la zone non saturée (3) Mesurer quantitativement les concentrations pour apprécier les transferts (campagne ponctuelle) (5) Dimensionner la dépollution (6) Vérifier l'atteinte des objectifs des mesures de gestion 	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre aisée ne nécessitant pas de pré-forage, sauf dans les terrains très compacts - Screening rapide et peu coûteux d'un site pour identifier les zones impactées ; étape préalable à la mise en place d'ouvrages permanents 	<ul style="list-style-type: none"> - Impossibilité d'assurer un suivi temporel ; technique non adaptée pour la surveillance à des points fixes, ni pour l'évaluation des risques sanitaires - Adapté uniquement pour des explorations de faible profondeur (<1 m)
Ouvrage permanent	<ol style="list-style-type: none"> (1) Localiser la source (2) Evaluer la taille du panache (x,y,z) dans la zone non saturée (3) Mesurer quantitativement les concentrations pour apprécier les transferts Etablir le lien avec les concentrations mesurées dans l'air intérieur ou extérieur (5) Dimensionner la dépollution (6) Vérifier l'atteinte des objectifs des mesures de gestion Suivre l'évolution d'une situation 	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre nécessitant un pré-forage généralement mécanique (sauf dans les terrains meubles) - Adapté pour toutes les profondeurs * - Possibilité de prélever les gaz du sol à différentes profondeurs (multi-niveaux dans un même ouvrage ou ouvrages type « flûte de pan ») - Suivi temporel adapté dans le cadre de plan de gestion, de surveillance, ou de l'évaluation des risques sanitaires 	<ul style="list-style-type: none"> - Technique nécessitant la mise en œuvre d'un espace annulaire et l'emploi de matériau spécifique (gravier, coulis ciment-bentonite) - Emploi de matériau pour le tubage en fonction des contaminants recherchés - Nécessité d'assurer une bonne étanchéité lors du prélèvement et d'attendre la mise en équilibre de l'ouvrage avec son environnement - Nécessité de purger l'ouvrage et la ligne de prélèvement
Prélèvement sous dalle	<ol style="list-style-type: none"> (1) Localiser la source (2) Evaluer la taille du panache (x,y) sous bâti (3) Mesurer quantitativement les concentrations pour apprécier les transferts Etablir le lien avec les concentrations mesurées dans l'air intérieur ou extérieur (5) Dimensionner les mesures de gestion (6) Vérifier l'atteinte des objectifs des mesures de gestion Suivre l'évolution d'une situation 	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre aisée, rapide et peu coûteuse - Nuisances minimales pour les occupants des locaux - Suivi temporel possible 	<ul style="list-style-type: none"> - Ne peut être mis en œuvre que sur les bâtiments existants - Nécessité d'assurer une parfaite étanchéité

TABLEAU 13: AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES DISPOSITIFS POUR LE PRELEVEMENT DES GAZ DU SOL

4.5. PROTOCOLE ET RECOMMANDATIONS POUR LA MISE EN ŒUVRE

4.5.1. Positionnement dans le plan X-Y et densité des points

Le positionnement spatial en x et y des piézais sur un site est avant tout fonction des objectifs de l'étude (diagnostics, plan de gestion, surveillance), du schéma conceptuel et de la connaissance de la localisation des pollutions (NYSDOH, 2006 ; CalEPA, 2012 ; DoD, 2009 ; SAM 2011). Il doit également prendre en compte :

- des bâtiments existants ou des aménagements futurs. Autour d'un bâtiment existant, il est préconisé d'implanter deux ouvrages sur au moins deux façades (NJDEP, 2013) ;
- des hétérogénéités de lithologie : présence d'horizons continus ou non favorables aux transferts (bancs sableux, calcaires...) ou inversement défavorables (argiles, tourbe, ...).

La densité des ouvrages permanents à implanter sur une zone (nombre d'ouvrages par m^2) n'est pas abordée dans les documents consultés. Elle est avant tout assujettie aux hétérogénéités spatiales de lithologie et de pollution ainsi qu'à la finalité des données collectées (SAM, 2011). Dans le cadre d'applications environnementales (telles que la recherche d'une fuite le long d'une canalisation ou la surveillance d'un panache hors site en limite de propriété), l'ASTM D7648 (2012) préconise de réaliser des prélèvements de gaz de sol à des intervalles compris entre 8 et 30 m.

La **FIGURE 48** présente les concentrations mesurées en juin 2012 dans les remblais à 10 cm sous la dalle du site atelier de 168 m^2 (ainsi que le panache modélisé voir annexe 9-A). La diffusion du panache gazeux issu d'une pollution par la phase organique en limite sud de l'atelier conduit à de grandes hétérogénéités de concentrations (de 0,4 à 522 mg/m^3 avec une moyenne à 162 mg/m^3).

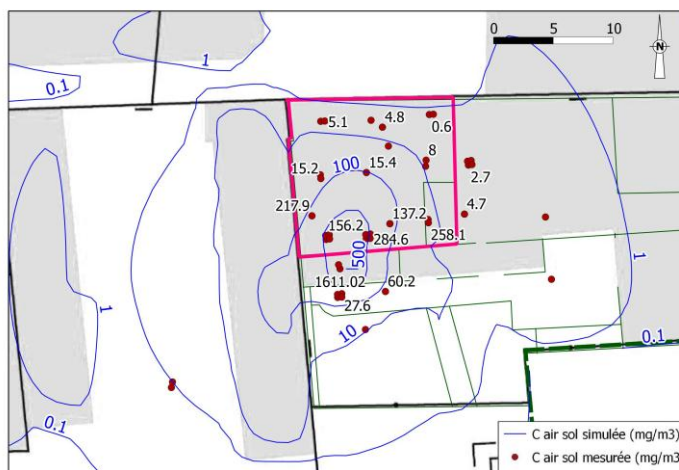


FIGURE 48 – HETEROGENEITE DES CONCENTRATIONS SOUS LE BATIMENT DU SITE ATELIER FLUXOBAT

RECOMMANDATIONS POUR LE POSITIONNEMENT ET LE NOMBRE DE POINTS

Le positionnement « horizontal » des piézais sur un site d'étude est capital et doit répondre en premier lieu aux objectifs de l'étude. Dans tous les cas, pour apprécier les concentrations dans les gaz du sol participant à la dégradation de la qualité de l'air intérieur, une approche progressive et proportionnée est recommandée. En particulier, il conviendra pour le choix de la localisation de s'appuyer sur des informations recueillies lors des diagnostics préalables (analyses de sol, de nappe, profils semi-quantitatifs, voir § 4.4.1).

Aucun nombre minimal d'ouvrages permanents n'est préconisé, ce dernier dépendant outre des objectifs, des sources en présence, de leur nature, de leur extension, de la lithologie, des aménagements, des éventuelles circulations préférentielles (par exemple le long de réseaux enterrés) et des contraintes de terrain (contraintes d'accès et de réseaux).

De même aucune surface minimale de maille n'est proposée, il revient au bureau d'étude de proposer un réseau adapté à ses objectifs et aux caractéristiques du site. Par exemple, le maillage des ouvrages sera plus lâche pour un screening dans des terrains homogènes qu'elle ne le sera dans des terrains hétérogènes.

Dans tous les cas cependant, il est recommandé dans le cadre d'un plan de gestion la réalisation d'ouvrages au droit de la source de pollution.

4.5.2. Profondeur et hauteur de la crépine

Il convient de rappeler que la position verticale de la crépine sur un ouvrage permanent dépend en premier lieu des objectifs de la mesure (caractérisation du terme source, caractérisation des voies de transfert, surveillance...), de la nature de la source (zone saturée/ zone non saturée / panache gazeux, présence de phase organique [produit pur] ou de phase adsorbée...) mais aussi de la configuration de la zone (bâti existant, terrain sans revêtement avec ou sans projet de réaménagement).

Outre le respect des éléments mentionnés dans le § 4.4.5, le positionnement de la crépine à la profondeur adéquate est fondé sur les observations de terrain (nature géologique des couches rencontrées, indice visuel et/ou organoleptique) ainsi que sur l'utilisation de détecteur portatif semi-quantitatif tel que le PID (détecteur à photo-ionisation) (voir § 4.4.1).

LE POSITIONNEMENT DES CREPINES DES OUVRAGES DE MESURES DOIT SUIVRE LES RECOMMANDATIONS SUIVANTES

- Dans le cas d'une utilisation prospective pour l'estimation de concentrations dans l'air de bâtiments futurs, si les sols ne sont pas étanches en surface, des mesures à faible profondeur en l'absence de recouvrement sont à proscrire (voir § 4.3.2), dans ce cas, a minima une mesure sera réalisée dans la source ou au plus proche de celle-ci. D'autres mesures pourront être réalisées sur le transept vertical pour apprécier le transfert diffusif
- Dans le cas d'une modélisation prospective des flux vers l'atmosphère ou de la surveillance au droit de sols nus (hors surveillance de la source), du fait de l'influence des conditions météorologiques (voir § 4.3.1), la profondeur de 1 mètre communément admise dans la littérature est recommandée. Elle pourra être réduite en présence de sources de pollution à moindre profondeur ou en présence de terrains peu perméables limitant l'influence des conditions météorologiques en s'assurant que le rayon d'influence lors des prélèvements ne conduise pas à une alimentation depuis l'atmosphère.
- Dans le cas d'une surveillance au droit de sols bâtis, des ouvrages parfaitement étanches captant pour certains d'entre eux l'air sous la dalle et d'autres les gaz des sols au niveau de la source seront réalisés respectivement pour le suivi des transferts vers l'air intérieur et pour la surveillance de l'évolution de la source.
- Compte tenu de l'existence de profils de concentrations dans les gaz du sol dépendant de la localisation de la source et des caractéristiques des terrains, la hauteur de la crépine sera à définir en fonction de la succession des couches lithologiques rencontrées, de leur épaisseur, de la géométrie de la source et des indices observés lors de la réalisation des sondages (voir § 4.4.1). Dans tous les cas, un ouvrage ne devra capter qu'un seul horizon lithologique.²⁸
- Le dimensionnement devra inclure les informations recueillies lors de la réalisation des sondages : lithologie, concentrations dans les sols et dans les gaz du sol (voir § 6.4.1.) ainsi que les concentrations et l'amplitude du battement de la nappe observés ou estimés.
- La connaissance du contexte hydrogéologique est nécessaire (profondeur de la nappe et historique permettant d'apprécier le niveau des plus hautes eaux, connaissance des pompages ou infiltrations alentours pouvant générer de brusques modification de niveaux, éventuelles nappes perchées intermittentes) afin de ne pas positionner un ouvrage à une profondeur pouvant se trouver un jour dans la nappe ou sa frange capillaire.

²⁸Parmi les normes et guides mentionnés au § 4.2, seul le rapport technique basé sur le retour d'expérience d'un site, Caracitychlor (2013) préconise d'éviter des intervalles trop longs, une hauteur de crépines de 30 à 50 cm y est jugé pertinente. Cependant, cela n'est pas repris dans la mesure où pour des mesures au droit de sources de pollution ou pour des ouvrages sous-bâti une hauteur plus importante ou plus faible pourra être plus judicieuse.

4.5.3. Synthèse sur le positionnement des mesures

Le Tableau 14 présente pour différents objectifs de mesure, le positionnement des ouvrages recommandé. Les différents objectifs auxquels peuvent théoriquement répondre les dispositifs sont présentés en lien avec ceux définis dans la Figure 30.

Objectifs	Positionnement horizontal	Positionnement vertical	Autres recommandations
(1) Caractérisation de la source en zone non saturée et détermination des substances et du niveau de contamination	Au droit de la source	Intervalle crépiné au niveau de la zone source.	S'appuyer sur des mesures semi-quantitatives (§4.4.1.) pour limiter la hauteur de crépine à la hauteur de la source. Mesures des gaz du sol à coupler avec des mesures de concentrations dans les sols.
(1) Délimitation horizontale et verticale des sources	Selon un transept passant par la zone source	Intervalle crépiné dans le ou les horizons impactés.	S'appuyer sur des mesures semi-quantitatives (§4.4.1.) pour localiser les crépines des ouvrages. Cas particulier des pollutions résiduelles de type « remblais » (phase adsorbée uniquement) : hauteur de la crépine similaire à celui de l'horizon impacté.
(2) Délimitation du panache gazeux (source dans la ZNS)	Selon un transept passant par la zone source	Intervalle crépiné dans les différentes lithologies rencontrées en privilégiant les horizons perméables.	S'appuyer sur des mesures semi-quantitatives (§4.4.1.) pour localiser les crépines. Tenir compte des passages préférentiels potentiels (canalisations, galerie technique...). Réaliser des profils de concentration (voir § 4.4.3).
(3) Données d'entrée d'une modélisation prospective des impacts dans l'air intérieur d'un futur bâtiment	Au droit des futurs aménagements bâtis, -réaliser des mesures au droit de la source - privilégier les zones recouvertes pour les mesures dans le panache	Positionnement en z dépendant des excavations réalisées (sous-sol). Intervalle crépiné limité. Partie haute de la crépine hors influence de l'atmosphère (voir § ci-avant).	S'appuyer sur des mesures semi-quantitatives (§ 4.4.1.) pour localiser les crépines. Réaliser des profils de concentration (voir § 4.4.3). Ne pas positionner crépines aux endroits où les sols seront excavés.
(5) Conception des mesures de gestion (6) Vérification et surveillance	Au plus près, voire au droit des bâtiments fréquentés par des populations et Entre la zone source « traitée/en traitement » et les enjeux à protéger	Intervalle crépiné au-dessus de la frange capillaire Intervalles crépinés dans les lithologies perméables	Privilégier des prélèvements proches du bâtiment ou en dessous * (de type « sous dalle »). Idéalement parties crépinées dans les différentes lithologies rencontrées. Mesures des gaz du sol à coupler avec des mesures d'air intérieur et si nécessaire mesures dans eaux souterraines.
(6) Surveillance	Dans le panache gazeux, au niveau des voies de transfert et, en limite de site-	Intervalles crépinés limités dans le panache ou sous le bâtiment Partie haute de la crépine hors influence de l'atmosphère (voir § ci-avant)	Possibilité de réaliser un suivi multi-niveaux (type flûte de pan si plusieurs lithologies).

** pour des ouvrages sous bâtiment, une parfaite étanchéité devra être assurée pour ne pas conduire à créer des voies de transferts de la pollution vers l'air*

TABLEAU 14 – POSITIONNEMENT DES MESURES DANS LES GAZ DU SOL EN FONCTION DES OBJECTIFS

4.5.4. Mise en œuvre des ouvrages

Sur la base de la littérature et du retour d'expérience du projet FLUXOBAT et, les bonnes pratiques recommandées quant à la mise en œuvre des ouvrages sont synthétisées ci-dessous.

A NE PAS FAIRE	A FAIRE
<ul style="list-style-type: none"> ⊘ Forer à l'eau ⊘ Graisser les tubes du carottier lors des pré-sondages ⊘ Employer des matériaux susceptibles de d'adsorber ou désorber des COV ⊘ Employer de la colle entre les tubes pleins et les tubes crépinés ⊘ Crépiner un ouvrage sur toute sa hauteur si plusieurs horizons affichant des caractéristiques lithologiques différentes sont recoupées (voir § 4.5.2) ⊘ Crépiner un ouvrage depuis la surface (voir § 4.3.2) 	<ul style="list-style-type: none"> ⊕ Laver les outils avec de l'eau provenant du réseau eau potable (a minima à la brosse et au chiffon) entre chaque sondage afin d'éviter toute contamination croisée – s'assurer au préalable que le réseau d'eau n'est pas impacté ⊕ Employer des matériaux inertes (PEHD, nylon, téflon, acier inoxydable,...) tant pour l'équipement du piézair que pour la ligne de prélèvement et s'assurer de l'absence de contamination par des mesures au PID ou autre détecteur adapté ⊕ Choisir la granulométrie du massif filtrant adapté à l'ouverture des crépines ⊕ Adapter la hauteur et la profondeur des crépines à la lithologie en lien avec l'objectif de l'étude (voir § 4.5.2) ⊕ Assurer une bonne étanchéité de l'ouvrage : <ul style="list-style-type: none"> - Réaliser un coulis bentonite-ciment en tête du massif filtrant et du bouchon de bentonite (dans l'espace annulaire) à appliquer avec une consistance « liquide » ou à prise immédiate (en l'absence de certitude réaliser le mélange bentonite-eau dans un récipient en-dehors de l'ouvrage) - Terminer la tête de puits par un bouchon étanche (photo de gauche) ou une vanne quart de tour (photo à gauche) ou équipement équivalent afin d'assurer une bonne étanchéité de l'ouvrage à court et moyen terme, et d'éviter toute communication entre les gaz du sol et l'air atmosphérique ⊕ Mettre en place une protection de surface (vis-à-vis du passage de véhicules) ⊕ Relever les coordonnées GPS des points



TABLEAU 15 – BONNES PRATIQUES POUR LA REALISATION D'UN PIEZAIR

Remarque sur le design type « double-crépine » : une vigilance accrue doit être portée à l'utilisation de packers qui assureront l'étanchéité entre les deux couches. En absence de packer, ce type de piézair met en communication deux horizons et peut être à l'origine de passages préférentiels.

4.5.5. Etanchéité des ouvrages

Revue de la littérature

Les ouvrages doivent être étanches vis-à-vis des eaux pluviales mais aussi de l'air atmosphérique. Le contrôle de l'étanchéité des ouvrages est abordé dans la norme NF ISO 10381-7 au travers du contrôle approprié du CO₂, CH₄, O₂. Dans les gaz du sol, le taux de CO₂ dépend à la fois de la nature du sol et de sa teneur en matière organique. Du fait d'une activité microbienne plus ou moins intense, l'oxygène est consommé et transformé en CO₂. Il en résulte parfois un taux de CO₂ dans les gaz du sol supérieur à celui de l'air atmosphérique.

Pour le VDI 3865-2, le suivi de la pression négative pendant l'échantillonnage des gaz atteste l'absence de fuite sur la ligne de prélèvement.

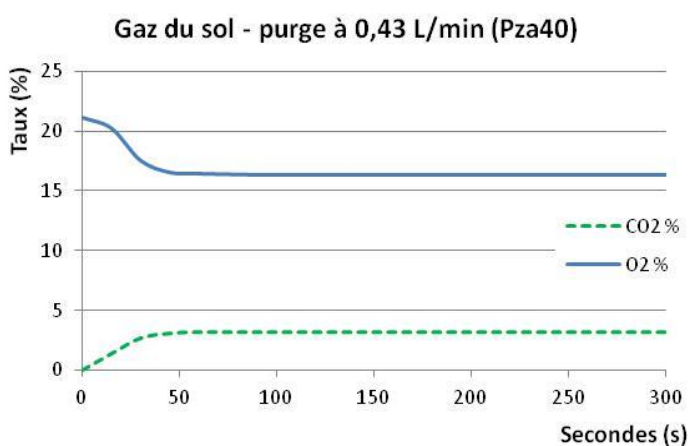
D'autres tests sont évoqués dans les documents américains pour s'assurer de l'étanchéité des ouvrages (CalEPA, 2012 ; NJDEP, 2013 ; NYSDOH, 2006 ; ASTM D7648, 2012) :

- test sur la ligne de prélèvement « shut-in test » similaire à la mise en dépression présentée ci-dessus. En cas de fuite, la dépression se dissipe rapidement (NYSDOH, 2006 ; CalEPA, 2012).
- test de fuite par l'emploi de linge imbibé d'un liquide traceur ou par l'emploi de gaz traceurs (hélium, hexane, SF₆) dans une enceinte placée au-dessus de l'ouvrage et de la ligne de prélèvement. Dans ce dernier cas, la fuite est avérée si la concentration dans l'échantillon de gaz de sol est supérieure à 10% de la concentration initiale dans l'enceinte (NYSDOH, 2006 ; CalEPA, 2012 ; ASTM D7648, 2012 ; NJDEP, 2013).

Notons enfin que CalEPA (2012) recommande également la mesure de concentrations après 1, 3 et 10 fois le volume de purge afin de vérifier la stabilité des concentrations avant le prélèvement

Illustration sur le site atelier FLUXOBAT

Sur le site atelier FLUXOBAT, la vérification de l'étanchéité des ouvrages permanents a reposé sur le suivi des concentrations du CO₂ et de l'O₂ dans les gaz du sol pendant une purge réalisée à l'aide d'un détecteur PID. Le suivi de la concentration en CO₂ et O₂ des gaz du sol ont été menés à l'aide d'un capteur lors de la purge du piéz-air comme illustré en Figure 49.



Dans le cadre du projet FLUXOBAT, l'air atmosphérique présentait une répartition CO₂/O₂ (0,01%-21,1%) alors que les gaz du sol après 5 à 10 min de purge présentait une répartition du type 3,2%-16,3% (cas du piézair crépiné dans les sables à 3,6 m de profondeur) ; la stabilisation du taux de CO₂ après 90 s de purge (équivalent à 0,7 fois le volume du piézair purgé) atteste de l'absence de pénétration d'air atmosphérique dans l'ouvrage.

FIGURE 49 – VÉRIFICATION DE L'ÉTANCHEITÉ DU PIEZAIR PAR LA MESURE DE L'ÉVOLUTION DES TENEURS EN CO₂ ET O₂ (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Les vérifications réalisées sur le site atelier de FLUXOBAT sont faciles à mettre en œuvre et ne nécessitent ni gaz traceurs ni équipements lourds.

Recommandations

La vérification de l'étanchéité des ouvrages avec une des méthodes présentées ci-dessus est recommandée dans tous les cas.

Pour les ouvrages situés sous un bâtiment, la vérification de l'étanchéité a également pour objectif de s'assurer que l'ouvrage créé ne constitue pas un vecteur de transfert privilégié de la pollution vers l'air intérieur. Il conviendra alors de réaliser une mesure de flux en surface (voir § 5).

4.5.6. Rééquilibrage des concentrations après foration

Revue de la littérature

Lors du forage et l'installation des équipements du piézair, le milieu subit une perturbation dont l'importance dépend de la méthode de forage employée. Pour cette raison la foration à l'eau doit être évitée autant que faire se peut. Il est nécessaire préalablement à la réalisation des prélèvements de gaz du sol d'attendre le rééquilibrage du système (CalEPA, 2012 ; Citychlor, 2013).

Le retour à l'équilibre est compris entre quelques heures et plusieurs jours selon la technique employée pour réaliser le sondage (tarière, carottier à rotation ou à percussion, forage à l'avancement, tarière creuse) et les caractéristiques des sols en place.

Recommandations

Pour les ouvrages permanents, la réalisation des prélèvements de gaz du sol devra avoir lieu au minimum 1 jour après l'installation du piézair. Ce délai devra être de plusieurs jours pour des ouvrages implantés dans des formations peu perméables. De même, si les forages ont été réalisés avec des techniques perturbant le milieu, un délai de plusieurs jours devra être retenu avant la réalisation des prélèvements de gaz du sol.

4.5.7. Purge des ouvrages préalablement aux prélèvements

Le § 4.3.4 présente l'état de l'Art et les mesures réalisées sur le site atelier FLUXOBAT. De ces éléments, il ressort que la purge du volume d'air influencé par le piézair est nécessaire avant tout prélèvement afin de s'assurer que la mesure sera bien représentative du milieu. En cas de prélèvements successifs, celle-ci ne sera réalisée qu'une fois en début de cycle de prélèvement.

Il n'est pas spécifiquement préconisé un volume donné à prélever pour la purge dans la mesure où celui-ci est dépendant des ouvrages et de la lithologie des sols. En effet, les observations réalisées dans le cadre du projet FLUXOBAT (voir § 4.3.4) ont montré qu'ils étaient compris en fonction des ouvrages entre 1 V et 20 V (V étant le volume du tubage et du massif filtrant). C'est donc la stabilisation des teneurs en composés volatils mesurées en continu (à l'aide d'un détecteur portatif par exemple) ou en CO₂ et O₂ (VDI 3865-2, 1998) qui définira la fin de la purge.

PREALABLEMENT AU PRELEVEMENT DES GAZ DU SOL, IL CONVIENT DE

- ⊕ Contrôler pendant la période de purge du piézair la concentration équivalente en COV à l'aide du PID ou autre appareillage équivalent et/ou la teneur en O₂/CO₂ et de ne procéder au prélèvement des gaz du sol que lorsqu'une stabilisation de ces paramètres est observée.
- ⊕ Effectuer un relevé des valeurs PID (ou tout autre équipement équivalent) après le prélèvement afin de s'assurer de la représentativité du prélèvement actif par rapport à la purge effectuée.
- ⊕ Purger les piézairs à un débit faible (idéalement inférieur ou égal à 0,5 L/min). *NB : une purge des piézairs à l'aide du détecteur PID dont le débit est de l'ordre de 0.5 l/min est recommandée*

4.5.8. Période et fréquence des mesures

La période et la fréquence des mesures sont assujetties aux objectifs de l'étude et des mesures (Figure 30). Concernant la période de mesures :

- au moins une des campagnes devra être réalisée à une période où les concentrations attendues sont maximales (Cf. Tableau 17) ;
- pour des prélèvements sous un bâtiment existant, les périodes de mesures devront être synchrones avec celles réalisées dans l'air intérieur ;

Concernant la fréquence des mesures :

- dans le cadre de la compréhension des transferts vers un bâtiment existant ou vers un bâtiment futur, le nombre de campagne sera dépendant du contexte, un minimum de 2 campagnes (voire 3 en cas de résultats divergents) est recommandée ;
- dans le cadre de la mise en œuvre des travaux de réhabilitation, une première campagne servant de référence sera réalisée avant les travaux, puis des campagnes régulières peuvent être nécessaires pour s'assurer de l'efficacité des techniques de dépollution avant la(les) campagne(s) de restitution (vérification de l'atteinte des objectifs). L'état des lieux initial et l'état final seront réalisés à une période où le transfert vers l'air est maximal ;
- dans le cadre de la surveillance, une fréquence à minima de 2 campagnes par an est requise dont une à minima à une période où le transfert vers l'air est maximal.

Outre la considération des objectifs de l'étude et du contexte d'urgence, le Tableau 16 récapitule les périodes propices au prélèvement et la fréquence des mesures nécessaire.

Paramètres influant	Période favorable aux concentrations élevées	Fréquence des mesures
Saisons et chauffage du bâtiment	<p><u>Sous bâtiment existant</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> -saison estivale en général, -en période de chauffe pour une source de pollution située immédiatement sous le bâtiment, <p><u>Hors bâti</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> -saison estivale en général 	<p><u>Sous bâti</u> : A minima les deux saisons (hivernale en période de chauffe du bâtiment et estivale).</p> <p><u>Sous et hors bâti</u> : réaliser des campagnes complémentaires si les concentrations varient significativement d'une campagne à l'autre.</p>
Conditions météorologiques (pression atmosphérique, pluviométrie, vent)	<p><u>Sous bâtiment existant</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> -période dépressionnaire à faible vent en général, -après plusieurs jours sans pluie pour une source de pollution située en dehors de l'emprise du bâtiment, <p><u>Hors bâti</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> -après plusieurs jours sans pluie, -pour les piézaires à moins de 1 mètre ** : avec des vents calmes, période dépressionnaire 	<p><u>Sous bâti</u> : pas d'exigences autres que celles associées aux saisons sauf en cas de sources situées en dehors de l'emprise du bâtiment*.</p> <p><u>Hors bâti à moins de 1 mètre **</u> : réaliser des campagnes complémentaires si les conditions météorologiques n'étaient pas propices à des concentrations élevées</p> <p><u>Hors bâti à plus de 1 mètre **</u> : réaliser des campagnes complémentaires en cas de pluie les jours précédents les mesures</p>
Niveau des eaux souterraines	<p><u>Sous bâti et hors bâti</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> -pendant la période des hautes eaux <p>Ce critère n'est cependant prédominant qu'en présence d'une source dans la nappe</p>	<p><u>Sous bâti et hors bâti</u></p> <p>Il est souvent conseillé la réalisation de campagnes aux périodes de hautes et basses eaux</p>

* pour une source située en dehors de l'emprise du bâtiment, les exigences de périodicité seront celles associées aux prélèvements en dehors de son emprise

** profondeur d'influence des conditions météorologiques. Une profondeur limite plus importante devra être considérée pour des sols très perméables de type galet ou graviers ou moins importante en cas de recouvrement étanche en surface ou d'ouvrages réalisés dans la source située moins profondément

TABLEAU 16 – PÉRIODES ET FRÉQUENCE RECOMMANDÉES POUR LA MESURE DE CONCENTRATION DANS LES GAZ DE SOLS

La fréquence des mesures pourra être augmentée si les résultats sont peu cohérents d'une campagne à l'autre ou difficilement interprétables par rapport aux paramètres suivis. Elle devra, dans la mesure du possible, être ajustée afin de disposer de mesures synchrones avec celles réalisées dans les autres compartiments (nappe souterraine, air intérieur). Tel est le cas dans le cadre d'une IEM ou d'un PG sur un bâtiment existant, où les mesures de concentrations dans les gaz du sol devront être synchrones avec celles réalisées dans l'air intérieur.

D'autres paramètres peuvent modifier ou reporter la campagne de prélèvement, ils sont présentés ci-dessous.

AUTRES CRITERES A CONSIDERER

⊕ En extérieur sans recouvrement intègre

Eviter les périodes de gel et de neige ou lorsque les températures entre l'air atmosphérique et les gaz du sol présentent un écart trop important (phénomène de condensation des gaz dans les équipements de prélèvement).

⊕ Sous dalle en intérieur

Dans le cas de bâtiments fortement perméables et de taille réduite, éviter les prélèvements lors de vents forts sur les façades

Vis-à-vis de la pluie, si le prélèvement des gaz du sol ne peut être décalé, il conviendra de :

- mesurer le taux d'humidité des gaz du sol dans les piézajars, à l'aide d'un capteur humidité-température, tel qu'illustré sur la photo ci-contre ;
- apprécier la saturation en eau visuellement par la réalisation d'un sondage à la tarière creuse (à une distance suffisante de l'ouvrage pour ne pas influencer les concentrations mesurées) et éventuellement par des analyses de teneur en eau à la profondeur de la crépine.



4.5.9. Prélèvement

Pour le prélèvement actif des gaz du sol les recommandations suivantes sont formulées.

RECOMMANDATIONS POUR LE PRELEVEMENT DES GAZ DU SOL

Pour la première campagne

- ⊕ Choisir une méthode de prélèvement actif (canister ou support adsorbant) et les types de supports adsorbants le cas échéant. Des échanges préalables entre le prestataire, le fournisseur des supports de prélèvement et le laboratoire d'analyse sont nécessaires afin de déterminer les conditions spécifiques de prélèvements (adsorption des polluants recherchés et compétition d'adsorption avec d'éventuels autres polluants présents, gamme de débit acceptable, interférences avec l'humidité) ;
- ⊕ Choisir le débit de la pompe. Le débit est choisi en lien avec la perméabilité du milieu (afin de limiter la dépression créée, voir § 4.3.5) et la compatibilité avec les éventuels supports analytiques retenus ;
- ⊕ Définir la durée de prélèvement et donc le volume prélevé en s'assurant que celui-ci est compatible avec l'absence de sollicitation de l'air atmosphérique et permet d'obtenir la limite de quantification souhaitée ;
- ⊕ S'assurer de la compatibilité entre les méthodes retenues et les limites de quantification souhaitées (canister, carbotrap, charbon actif...) ;

Préparer la campagne

- ⊕ Appliquer le même protocole de prélèvement entre différentes campagnes (méthode et supports sélectionnés, purge, le débit et volume du prélèvement) sauf si des défauts dans le protocole initial sont mis en évidence (problème de saturation, de perçage, de compétition d'adsorption, etc.) ;
- ⊕ S'assurer que les conditions météorologiques sont propices à la réalisation d'une campagne (voir § 4.3.1 et Tableau 16) ;
- ⊕ Vérifier l'état de l'ouvrage. La présence d'eau au niveau des crépines doit conduire à reporter la mesure ;
- ⊕ Ne pas mettre « en série » différents supports d'analyse (réaliser des prélèvements distincts dans le temps, ou installer un dispositif en T à la sortie du piézair). La pompe doit toujours être placée après le support d'analyse ;

Réaliser le prélèvement

- ⊕ Régler le débit de la pompe. Il devra être mesuré avant et après le prélèvement; un écart de 10 % entre les deux valeurs est toléré.
- ⊕ Réaliser la purge préalable avec le suivi des concentrations au PID (choix de la sensibilité du PID ppb ou ppm en fonction des concentrations attendues) (voir § 4.5.7);
- ⊕ Relever au PID les concentrations à l'issue du prélèvement ;
- ⊕ Compléter la fiche de prélèvement renseignant des conditions météorologiques, de la purge, du prélèvement (durée, débit), de l'identification du support et toute autre information nécessaire à l'interprétation des mesures.

4.5.10. Éléments nécessaires à l'interprétation

Concentrations dans les autres compartiments

Les gaz du sol constituant un milieu intégrateur, l'interprétation de concentrations mesurées ponctuellement (en spatial et temporel) nécessite d'intégrer en plus des conditions environnementales présentées ci-après les concentrations mesurées dans les sols, la nappe et, dans certains cas, les flux vers l'atmosphère.

L'interprétation conduite ne pourra par ailleurs pas être réalisée point à point mais devra nécessairement chercher à relier les concentrations mesurées en différents endroits. Ainsi, la possible intégration spatiale sera liée à la densité des points de mesures. Il convient de mentionner que si des outils d'interpolation peuvent aider à la cartographie des concentrations, ils ne pourront se substituer à une modélisation des phénomènes physiques pour aider à l'interprétation des panaches de pollution gazeuse et de ses impacts.

Profondeur de la nappe

Comme évoqué au § 2.5.2, compte tenu de l'influence que peuvent avoir les variations du niveau de nappe, sa mesure lors des diagnostics de concentrations dans les gaz du sol constitue un élément nécessaire à l'interprétation. Dans tous les cas, la mesure du niveau de nappe devra être réalisée (i) si la nappe constitue une source de pollution, (ii) si le niveau de la frange capillaire en période de hautes eaux est proche de la base des crépines et (iii) si des modifications rapides du niveau de la nappe peuvent influencer le champ des pressions dans la zone non saturée.

Pour des durées de prélèvements de plusieurs jours, en cas de suspicion de modification du niveau de la nappe durant les prélèvements (chantier à proximité, nappe peu profonde, fortes pluies...) la mesure a minima des niveaux de nappe au début et à la fin des prélèvements est requis. Dans le cadre de plusieurs campagnes de prélèvement, l'emploi de capteurs automatiques de pression permet de suivre l'évolution du toit de la nappe en fonction des saisons mais aussi des marées ou des activités anthropiques voisines (pompage industriel, adduction d'eau potable, pompe à chaleur, etc.).

Météorologie et chauffage du bâtiment

Il peut apparaître au cours des campagnes successives des variations significatives des concentrations mesurées dans les gaz du sol, qui peuvent en partie être liées aux conditions météorologiques.

Sont précisés ci-dessous les paramètres météorologiques, environnementaux et aérauliques à renseigner a minima au cours d'une campagne de mesure des gaz du sol. Si certains paramètres ne peuvent pas être enregistrés en continu (température, humidité, pression), ils peuvent être relevés ponctuellement mais régulièrement au cours de la campagne de mesure (*a minima* au début et à la fin de la campagne). Ainsi, dans le cas de campagnes successives, la comparaison de ces paramètres facilitera l'interprétation des données.

Cette liste de paramètres peut être allégée pour des objectifs de type screening ou surveillance, ou dans le cas de zones non bâties. Il est de la responsabilité de l'opérateur de ne pas renseigner tel ou tel paramètre sur la base d'une justification.

PARAMETRES A RENSEIGNER AVANT – PENDANT ET APRES LE PRELEVEMENT**Conditions météorologiques :**

- ⊕ température et humidité de l'air extérieur
- ⊕ pression atmosphérique (sur les jours précédents et durant les mesures)
- ⊕ hauteur des précipitations (sur les 5 jours précédents et durant les mesures)
- ⊕ direction et vitesse du vent

Conditions du milieu souterrain :

- ⊕ température et humidité des gaz du sol
- ⊕ profondeur de la nappe d'eau souterraine (avant – après)

Conditions du bâtiment :

- ⊕ température et humidité de l'air intérieur
- ⊕ pression différentielle ΔP entre les gaz du sol et l'air intérieur, ainsi qu'entre l'air intérieur et l'air extérieur du bâtiment afin d'interpréter conjointement les mesures dans les gaz de sol et dans l'air intérieur

Les conditions météorologiques sont facilement mesurables (emploi d'une station météorologique portable) mais nécessitent la mise en place d'une station météorologique plusieurs jours avant le prélèvement afin de connaître l'évolution temporelle des paramètres tels que la pression atmosphérique (stabilité ou variation) et les précipitations. En effet, les variations brusques de la pression atmosphérique et les périodes de grande instabilité génèrent de fortes amplitudes au niveau des dépressions mesurées dans les sols proches de la surface. La pression atmosphérique est donc un paramètre particulièrement important pour des prélèvements à faible profondeur (voir § 2.5.3), il en est de même du vent (voir § 2.5.4 et de la pluie (voir § 2.5.5).

L'enregistrement de ces paramètres au cours d'une campagne mais aussi d'une campagne de mesure à l'autre revêt une importance toute particulière notamment pour interpréter les résultats de concentrations dans les gaz du sol, d'autant plus si ces derniers peuvent apparaître peu cohérents d'une campagne à l'autre.

4.6. VALORISATION DES MESURES

4.6.1. Réponses apportées par les mesures de concentrations dans les gaz du sol

La caractérisation des gaz du sol est une étape déterminante dans la connaissance du transfert du sol vers la surface des pollutions volatiles, les gaz du sol constituant un milieu intégrateur des pollutions identifiées dans le sol, qu'il s'agisse d'une pollution de la zone saturée et/ou de la zone non saturée.

Si une approche proportionnée aux objectifs et progressive est à retenir dans la caractérisation des concentrations dans les gaz du sol, il conviendra de bien dimensionner la mise en œuvre des ouvrages et les prélèvements afin d'apporter par leur interprétation les éléments de réponses tels que présentés dans la Figure 30 (§ 4.1.).

En effet, outre les caractéristiques propres aux sources de pollution (nature, extension,...), les concentrations des COV dans les gaz du sol dépendent de nombreux paramètres dont certains sont interdépendants : géologie (porosité et perméabilité à l'air des horizons), profondeur et degré de pollution de la nappe, conditions météorologiques et conditions aérauliques du bâti le cas échéant. Leur connaissance est nécessaire au dimensionnement et à l'interprétation des concentrations mesurées.



4.6.2. Interactions avec les mesures dans les autres compartiments

Dans le cadre d'un diagnostic du milieu souterrain, la caractérisation des gaz du sol ne peut être dissociée de celles des autres matrices telles que les sols, les eaux souterraines afin d'avoir une vue globale du schéma conceptuel et procéder à une interprétation cohérente des résultats obtenus.

Dans le cadre d'un transfert des composés vers l'air, les mesures des gaz du sol sont à associer étroitement avec celles de l'air intérieur ou extérieur mais aussi des flux surfaciques (voir respectivement § 6 et § 5).

Ainsi, pour permettre leur interprétation, les campagnes de mesures dans les différents compartiments doivent être réalisées dans les mêmes conditions météorologiques et environnementales et idéalement seront synchrones.

4.6.3. Appui à la modélisation

La mesure des concentrations dans les gaz du sol est déterminante pour la modélisation prospective des impacts des pollutions du milieu souterrain dans l'air intérieur ou extérieur.

1) Les concentrations dans les gaz du sol constituent les conditions aux limites de la modélisation des transferts vers l'air

Il est cependant nécessaire préalablement à leur utilisation dans les modélisations de s'assurer de leur représentativité dans le contexte de la modélisation conduite. Elles devront avoir été réalisées aux bons endroits et dans des conditions environnementales propices à la mesure des concentrations maximales.

Dans le cas de mesures à faible profondeur sur des terrains nus destinés à une construction de bâtiments et pour des sources en profondeur, l'information partielle donnée par des mesures dans le panache gazeux établi sans le futur recouvrement n'est pas représentative des concentrations qui se stabiliseront après l'aménagement (Figure 35). A contrario, les mesures réalisées au droit des sources de la pollution gazeuse (phase organique ou phase adsorbée) ne présenteront pas une telle évolution avec l'aménagement.

Si les mesures ne sont pas jugées représentatives, le recours aux concentrations mesurées dans les sols et la nappe sera nécessaire. Dans ce cas, les concentrations dans les gaz du sol constitueront des données de calage.

2) Les concentrations dans les gaz du sol constituent des données de calage

Les concentrations modélisées dans les gaz du sol entre la source et la surface du sol que ce soit au droit de la source ou dans le panache doivent être calés avec les mesures réalisées. Les mesures permettent alors de mieux connaître les paramètres de diffusion et de convection qui seront ensuite utilisés pour la modélisation prospective.

Ce calage est particulièrement important si les conditions aux limites de la modélisation ne sont pas déterminés à partir de concentrations mesurées dans les gaz du sol mais elles-mêmes modélisées à partir de concentrations dans la matrice sol et d'équations n'intégrant pas le non équilibre local ou à partir de concentrations mesurées dans la nappe en faisant des hypothèses quant au rôle joué par la frange capillaire.



4.7. BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2006) NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006 (en cours de révision)
- ASTM (2012) D7648-12. Standard practice for active soil gas sampling for direct push or manual-driven hand-sampling equipment
- ASTM (2011) D7758-11. Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations
- CalEPA (2012) Advisory – Active soil gas Investigations. Department of Toxic Substances Control (DTSC), California Environmental Protection Agency. April 2012
- Caracitychlor (2013) Caractérisation et suivi des gaz du sol - design des ouvrages permanents (piézais) et techniques de prélèvement / Soil gas monitoring :soil-gas well designs and soil gas sampling techniques
- Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F., 2006. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 137 p
- INERIS (2010) Caractérisation de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles, DRC-10-109454-02386B
- INERIS (2011) Evaluation des performances des Barrières Techniques de Sécurité, Opération B : Evaluation des performances de détecteurs portatifs à photo-ionisation (PID), EAT DRA 73. DRA-11-117743-08538A
- INERIS (2013). Mode opératoire – apports et limitations de l'analyse des gaz du sol. Projet ATTENA – phase 2. Janvier 2013 (draft-V2) INERIS (O. Bour) pour le compte de l'ADEME
- Kaskassian S, Roger A, Gleize T, Côme J.M. (2012). Detailed Characterization of a multi-source site contaminated with chlorinated solvents combining various in-situ measurement tools : data comparison and cost / benefits analysis. Communication orale. Contaminated Site Management in Europe. CSME, 2012
- Marzougui Jaafar S. (2013) Mémoire de doctorat Transfert de composés organo-chlorés depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air : expérimentations et modélisations associées. Université de Strasbourg. Janvier 2013
- NJDEP (2013) Vapor Intrusion Technical Guidance. (New Jersey Department of Environmental Protection), Site Remediation Program, March 2013,
- NYSDOH (2006) Guidance for Evaluation Soil Vapor Intrusion in the State of New York. New York State - Department of Health. October 2006
- SAM Manual (2011) Section 5 Site Investigation Techniques, Country of San Diego (US). Site Assessment and Mitigation Manual.
- Techniques de l'Ingénieur (2002) Forages et prélèvements. G2571, avril 2002
- US DoD (2009). Vapor Intrusion Handbook, Department of Defense. January 2009
- US EPA (2007) Final project report for the development of an active soil gas sampling method. Office of Research and Development, National Exposure Research Laboratory, Las Vegas, Nevada. EPA/600/R-07/076
- U.S. EPA (2010). Temporal variation of VOCs in Soils from Groundwater to the Surface/Subslab –APM 349 –EPA/600/R-10/118
- US EPA (2012). Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway. Office of Solid Waste and Emergency Response.EPA 530-R-10-003
- US EPA – OSWER (2013 draft) Final Guidance for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface sources to indoor air (external review draft, avril 2013)



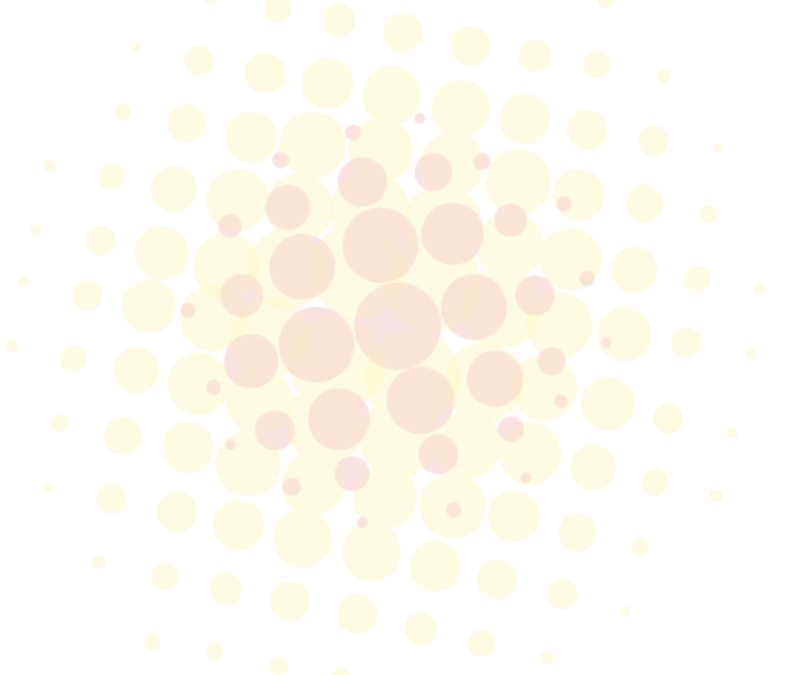
VDI 3865 – Part 2, January 1998, Measurement of organic soil pollutants – Techniques of active sampling of soil gas



crédit photo BURGEAP / LHYGES / INERIS

CHAPITRE 5

**MESURE DES FLUX A L'INTERFACE
SOL-ATMOSPHERE OU
DALLE-ATMOSPHERE**





5. MESURE DES FLUX A L'INTERFACE SOL-ATMOSPHERE OU DALLE-ATMOSPHERE

Dans le domaine des sites et sols pollués, c'est avant tout la méconnaissance de la méthode de mesure de flux qui conduit à ne pas mettre en œuvre cette technique en France. Elles semblent également être peu mises en œuvre aux Etats Unis (Hartman, 2003). Ce chapitre vise à apporter un éclairage technique et pratique sur de telles mesures en vue de leur mise en œuvre en complément des mesures dans les gaz de sol ou dans l'air intérieur.

Si un tableau présente l'ensemble des méthodes de mesures de flux (Tableau 17), y compris les mesures à l'aide de chambre à flux à grand débit de balayage (ou tunnel à vent), ces dernières n'ont pas été étudiées dans le cadre du projet FLUXOBAT.

5.1. LES DIFFERENTS OBJECTIFS DE MESURE DES FLUX GAZEUX

L'impact sur l'air intérieur ou extérieur d'une pollution présente dans le sol ou la nappe est induit par l'existence d'un flux de polluant depuis le milieu souterrain vers les compartiments air extérieur et air intérieur. Ainsi, la connaissance du flux gazeux apporte une information complémentaire aux mesures de concentrations réalisées dans les gaz de sol ou dans le compartiment atmosphérique. Dans la représentation conceptuelle des risques à travers le schéma conceptuel (source + vecteur + cible), la mesure du flux permet de mieux apprécier les transferts des pollutions identifiées dans le milieu souterrain vers les milieux d'exposition.

Les flux peuvent être mesurés sur des sols nus ou sur les dalles (caves, habitations, ateliers...).

La Figure 50 reprend les questions de la maîtrise d'ouvrage, les prestations concernées décrites dans la norme NFX 31-620 (2011) et les objectifs spécifiques des mesures de flux.

Les mesures de flux tant en intérieur de bâtiment existant que sur des sols nus non bâtis permettent de répondre à plusieurs objectifs. Pour certains d'entre eux, les mesures de flux apportent un résultat directement exploitable pour répondre aux questions de la maîtrise d'ouvrage (bleu vif dans la Figure 50). Pour la majorité d'entre eux (bleu clair dans la Figure 50), elles apportent une aide à l'interprétation des mesures de concentration dans les gaz du sol et/ou dans l'air intérieur ou l'air extérieur permettant de donner plus de confiance aux conclusions formulées.

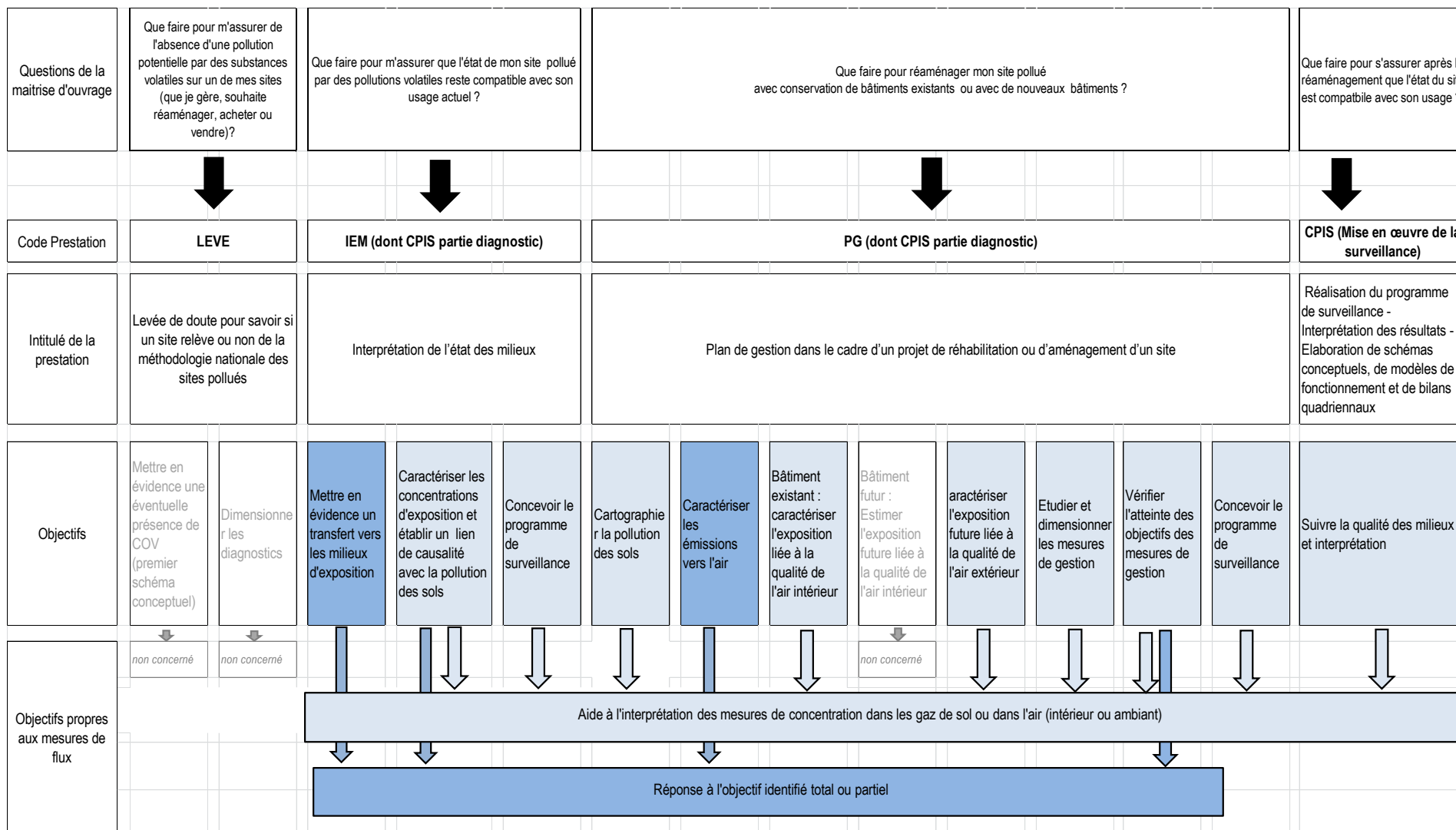


FIGURE 50 –MESURES DE FLUX : QUELS OBJECTIFS ?



Les documents se référant aux mesures de flux (DTSC 2011, ITRC 2007, SAM 2011) s'accordent sur leur intérêt sur des sols nus (sites non bâtis, vides sanitaires, caves en terre battue). L'intérêt des mesures de flux sur les dalles est davantage discuté. En particulier, comme mentionné dans le Tableau 21, la limite principale de telles mesures est l'existence de passages préférentiels des polluants du milieu souterrain vers l'air intérieur (passages de réseaux, fissures périphériques...).

5.2. LES METHODES EXISTANTES ET LE CADRE NORMATIF

5.2.1. Les méthodes existantes

Plusieurs outils et méthodes existent actuellement, les différentes méthodes sont synthétisées dans le Tableau 17.

Le principal outil permettant de mesurer le flux de polluants in situ est appelé « chambre à flux ». Ces chambres ont initialement été développées pour les mesures d'émissions de CO₂, d'odeurs et de biogaz, elles sont toujours utilisées dans ce cadre. Elles sont rarement utilisées pour les mesures d'émissions des composés organiques volatils depuis le milieu souterrain. Les publications mentionnant ces mesures sont en grande partie nord-américaines. Les mesures de flux via ces chambres à flux ont été plus étudiées dans le cadre du projet FLUXOBAT (Cotel, 2013).

En ce qui concerne les chambres à flux, le principe de mesure est similaire : la chambre est posée sur la surface à tester, une circulation d'air peut parfois être réalisée permettant le cas échéant d'introduire de l'air propre ou de favoriser le mélange au sein de la chambre ou encore de reproduire l'effet du vent. Le flux est estimé à partir de la mesure ponctuelle ou en continu de la masse de polluant ou après une intégration sur la durée (accumulation sur un support adsorbant).

D'autres méthodes indirectes de quantification des flux de polluant émanant du sol ont été étudiées dans le cadre du projet FLUXOBAT (Cotel, 2013). A l'inverse des méthodes basées sur l'utilisation d'une chambre à flux et permettant une mesure directe de ces flux, celles-ci fournissent une estimation indirecte des flux. La quantification des flux passe ici par l'application d'un modèle analytique ou semi-analytique.

Méthode d'estimation de flux	Principes de la méthode d'estimation des flux
<p>(1) Mesure directe :</p> <p>Chambres à accumulation (avec ou sans recirculation de l'air dans la chambre)</p> 	<p>Les gaz émis s'accumulent dans la chambre jusqu'à équilibre avec l'atmosphère des gaz du sol.</p> <p>La chambre classique dite statique ne présente aucune recirculation d'air tandis que pour la méthode développée par l'INERIS [Pokryszka et Tauziède, 1999], une recirculation de l'air présent dans la chambre et donc se chargeant progressivement en polluant est réalisée en circuit fermé.</p>
<p>(2) Mesure directe :</p> <p>Chambres sans accumulation (avec ou sans recirculation de l'air présent dans la chambre)</p>   <p><i>Odoflux (Odotech)</i></p>	<p>La concentration dans la chambre à flux croît jusqu'à l'obtention d'un palier lorsque le flux émanant du sous-sol s'équilibre avec le flux extrait via le renouvellement d'air (pour un flux constant émis par le sol). L'interprétation du flux est faite soit à partir de cette croissance, soit à partir du palier. Sur la base du même principe d'absence d'accumulation de la charge polluante au sein de la chambre par une entrée d'air propre, deux méthodes existent :</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>circuit fermé (avec recirculation de l'air de la chambre)</u> : l'air propre provient de la recirculation de l'air prélevé dans la chambre auquel la charge polluante a été ôtée par le passage sur un support adsorbant avant d'être réintroduit (Jellali, 2003), • <u>circuit ouvert (sans recirculation de l'air de la chambre)</u> : de l'air propre est injecté à partir d'une bombonne sous pression et l'air pollué est capté en sortie pour être analysé (Kienbusch, 1985, Pokryszka et al. 1995). La géométrie des chambres à flux utilisées pour cette méthode est soit similaire aux chambres utilisées en statique ou avec une recirculation d'air en circuit fermé soit de plus grandes dimensions comme celle utilisée par l'INERIS²⁹ (Pokryszka et al. 1995)
<p>(3) Mesure directe :</p> <p>Chambre dynamique à grand débit (tunnel à vent)</p> 	<p>Dans ces chambres à flux de plus grandes dimensions que les précédentes, une circulation d'air (azote) est réalisée avec un débit élevé et un piquage en sortie permet de mesurer la masse émanant de la surface du sol. Le tunnel à vent (LEYRIS, 2000) de dimension (80 cm x 15 cm x 15 cm) est utilisé avec un débit d'air de l'ordre de 300 l/min. Ce fort débit permet de simuler la présence de vent sur une surface émissive (vitesse moyenne de l'air de l'ordre de 0,25 m/s) et de maintenir un gradient de concentration élevé entre l'air des sols et l'air de la chambre. L'écoulement d'air ainsi créé, vise à se rapprocher des conditions d'émission et à reproduire la couche limite atmosphérique.</p> <p>De telles chambres sont généralement mises en œuvre sur les surfaces liquides et les unités de compostage [ADEME, 2012]</p>
<p>(4) Méthode indirecte :</p> <p>Interprétation du profil de concentration dans l'air des sols</p> 	<p>Il ne s'agit pas réellement d'une mesure de flux mais de son estimation par l'application de la loi de Fick (équation(2)) aux mesures de gradients de concentrations dans les gaz du sol.</p> <p>Cette méthode nécessite de connaître le coefficient de diffusion effectif du polluant dans les sols (voir §3.1), de disposer de mesures de concentrations dans les gaz de sol à faible profondeur et admet comme hypothèse l'existence d'un gradient de concentration constant dans l'air des sols.</p>
<p>(5) Méthode indirecte :</p> <p>Interprétation du profil de concentration dans l'air atmosphérique</p> 	<p>L'interprétation des mesures de concentration à différentes hauteurs au-dessus du sol en lien avec le profil de température et de vitesse du vent permet par application d'une solution analytique d'estimer le flux turbulent de polluant dans l'air atmosphérique proche surface (Parmele et al., 1972 ; Majewski et al., 1989 ; Sandy et al., 2013) ; flux supposé égal à la limite au flux total de polluant émanant du sous-sol. Cette méthode nécessite a minima de connaître les gradients de concentration, de vitesse du vent et de température entre 2 points de proche surface. Les faibles teneurs en polluant de l'air atmosphérique nécessite l'usage de supports absorbants et d'un moyen de quantification sensible.</p> <p>Cette méthode, encore très utilisée aujourd'hui afin d'évaluer le flux évaporatif de pesticides ou de toutes autres substances épandues à grande échelle, présente l'avantage de ne perturber d'aucune façon le système étudié .A contrario, elle nécessite des vents établis et stables et fait l'hypothèse d'une émission de polluant uniforme et étendue.</p>

TABLEAU 17 – DIFFERENTES METHODES D'ESTIMATION DES FLUX GAZEUX

Il est important de noter la différence majeure entre les méthodes à faible vitesse d'écoulement d'air qui cherchent à perturber au minimum l'émission (même dans le cas où un faible débit d'air est

²⁹ Dimensions : 2,5 m x 1 m x 0,15 m

imposé) et les chambres dynamiques à fort débit (tunnel à vent) qui cherchent à reproduire l'action du vent à la surface du sol.

5.2.2. le cadre normatif et les guides existants

En France, aucune norme n'est disponible pour la mesure des flux d'émissions de composés organiques volatils depuis les sols. Un groupe de travail de l'AFNOR travaille actuellement à une norme vis-à-vis de la mesure des émissions de biogaz sur les unités de compostage (ADEME, 2012).

Dans le domaine de la radioprotection, une norme AFNOR a été publiée en 2002 (MF M60-768) pour la mesure des émissions de radon à l'interface d'une source avec le compartiment atmosphérique (sol, roche, matériau de construction en place, mur, etc.). Dans la mesure où en dehors des processus de dégradation ou désintégration, l'émission de radon vers la surface est gouvernée par les mêmes équations que l'émission de composés organiques volatils, les recommandations de cette norme sont largement applicables au contexte des sites et sols pollués. Cette norme précise que compte tenu de l'influence de nombreux paramètres, les mesures ne sont qu'estimatives. Leur utilité est cependant manifeste dans le cadre de la recherche de source, de la discrimination des zones émissives sur un site et de la compréhension des transferts. Les méthodes évoquées dans cette norme sont les méthodes statiques ou à faible débit d'écoulement (1 et 2 du Tableau 17). Les mesures de concentration dans la chambre peuvent être : i) par piquage ponctuel ii) en continu avec une recirculation ou iii) passive par diffusion sur un corps adsorbant.

Les méthodes de mesure du flux à l'aide de chambres à flux à faible vitesse d'écoulement font l'objet d'un guide d'utilisateur de l'US-EPA (Kienbusch, 1985). Après 1986, de nombreuses publications sont parues, mettant en avant l'intérêt de telles mesures pour l'estimation des émissions vers l'atmosphère, en particulier dans le domaine des biogaz que ce soit avec le protocole de l'US-EPA ou d'autres. Parmi les publications les plus récentes, le guide DTSC (2011) présente les mesures de flux comme des outils complémentaires aux mesures dans les gaz du sol et dans l'air intérieur pour discriminer les zones et points d'entrée préférentiels vers l'air intérieur ou extérieur. Dans la mesure où le flux à la surface permet d'intégrer l'ensemble des phénomènes entre la source de pollution et la surface, ce guide mentionne l'intérêt des mesures de flux pour démontrer l'efficacité des phénomènes de biodégradation. Il présente les méthodes à accumulation comme plus adaptées aux faibles niveaux d'émissions et les méthodes sans accumulation plus adaptées pour des flux élevés.

Enfin, mentionnons que l'Agence Californienne de l'US-EPA (DTSC, 2011) évoque la possible utilisation des chambres à flux sur sols nus pour l'estimation des flux vers l'air intérieur. Les flux mesurés sur sols nus sont alors multipliés par un facteur d'infiltration de 0,01 pour estimer le flux vers l'air intérieur. Cette méthode est critiquée dans ce document qui ne recommande pas une telle application.

5.2.3. Que permettent de mesurer les chambres à flux ?

Flux de polluant vers le compartiment atmosphérique

De manière générique, le flux de polluant gazeux du sol vers l'air s'exprime par l'équation suivante combinant les équations (5) et (8) présentées au § 2.1. Il possède une composante diffusive (premier terme de gauche) et une composante convective (second terme) associée à la différence de pression entre le sol l'air atmosphérique et la différence de masse volumique entre de l'air pollué et de l'air propre.

$$J_{total,z} = -D_{eff} \frac{dC_a}{dz} - \frac{k k_{ra}}{\mu_a} \left[\frac{dp_a}{dz} + \rho_a g \right] C_a \quad (54)$$

Où D_{eff} [L^2] est le coefficient de diffusion effectif du COV dans le milieu poreux caractérisant les transferts par diffusion à travers le milieu poreux à l'échelle macroscopique, k [L^2], k_{ra} [-], ρ_a [ML^{-3}], μ_a [$ML^{-1}T^{-1}$], p_a [$ML^{-1}T^{-2}$] et C_a [M/L^3] représentent la perméabilité intrinsèque du milieu poreux, la perméabilité relative, la masse volumique, le coefficient de viscosité dynamique, la pression du mélange gazeux au point de mesure et la concentration du COV dans l'air du sol.

La composante diffusive du flux est dépendante d'une part du gradient de concentration entre le sol et le compartiment atmosphérique (intérieur ou extérieur) et d'autre part de la diffusivité du polluant à travers l'interface (sol ou béton). L'estimation des coefficients de diffusion est présentée au § 3.2.4 pour les bétons et au § 2.1.1 pour les sols (à partir de la porosité et de la teneur en air).

Sur sol nu, une différence de pression entre l'air des sols et l'air atmosphérique générant un flux convectif peut être occasionnée par des modifications de la pression atmosphérique, un effet du vent sur les sols peu profonds, la volatilisation de polluants sous forme de phase organique à proximité d'une zone source récente ou encore des variations de niveau de nappe (cf. présentation détaillée § 2.5.2). Un flux convectif peut également être généré dans le sol par différence de masse volumique entre de l'air « pollué » et de l'air « propre ». Ce mécanisme n'est pas négligeable lorsque les concentrations en polluant sont fortes. A titre d'illustration, pour une épaisseur de sol de 10 cm ayant une perméabilité intrinsèque de $8,6.10^{-11} \text{ m}^2$, la convection gravitaire devient négligeable pour des concentrations en trichloréthylène inférieures à 53 g/m^3 . Sur des sites pollués, les concentrations en COV sont généralement bien plus faibles, et ne sont donc généralement pas à même de générer une convection gravitaire significative. Quelle que soit sa cause, et à la différence du flux diffusif, le flux convectif généré est dépendant de la perméabilité des sols.

En présence d'une dalle de béton constituant l'interface entre le sol et le bâtiment, des différences de pression entre les gaz des sols et l'air intérieur peuvent être observées, avec un flux convectif généré par le chauffage du bâtiment ou le vent sur ses parois. Comme sur sol nu, le flux convectif est en outre dépendant de la perméabilité de l'interface.

Dans la mesure où l'apposition d'une chambre à flux sur la surface à mesurer modifie les régimes d'écoulement et de transport, il est important de distinguer le flux naturel (décrit ci-avant) de ce qui peut être mesuré à l'aide d'une chambre à flux. Ce que permettent les mesures par des chambres à flux (hors tunnel à vent) est précisé ci-dessous :

- pour les mesures réalisées classiquement,
- pour les mesures dites spécifiques, actuellement peu réalisées car nécessitant des approfondissements.

Mesures usuelles par des chambres à flux (hors tunnel à vent)

Par la mise en œuvre des chambres à flux selon les recommandations usuelles (voir § 5.4.2), la parfaite isolation de la chambre avec l'atmosphère extérieure conduit à un équilibrage des pressions entre l'air des sols et l'air de la chambre à flux. Ainsi, en l'absence de différence de pression motrice entre l'air intérieur de la chambre et l'air des sols sous-jacent, un flux purement diffusif entre le sol et l'air est mesuré. L'équation (8) s'applique alors.

Cependant, la présence du vent ou d'un changement brusque de la pression en proche surface lors des mesures peut d'une part modifier le gradient de concentration et d'autre part créer un gradient de pression temporaire (voir § 2.5). En conséquence, pour être interprétable, la réalisation de mesures de flux nécessite des conditions atmosphériques stables et non ventées (des recommandations en ce sens sont formulées au § 5.4.4).

La mise en place d'une circulation forcée d'air (nécessaire lors de la mise en œuvre de certaines méthodes d'estimation des flux cf. Tableau X) peut générer de légères différences de pression motrice entre l'air intérieur de la chambre et l'air atmosphérique (Jellali, 2003).

Lors de l'intercomparaison de différentes chambres à flux statiques sur le bassin expérimental SCERES (publication à paraître), les différences de pression mesurées aux points GM1 et GA1 variaient de -0.8 à +0.5 Pa.

La prise en compte de telles variations sont cependant d'un effet mineur sur le flux total (moins de 11 % du flux diffusif pour les points GM1 et GA1 présentés)

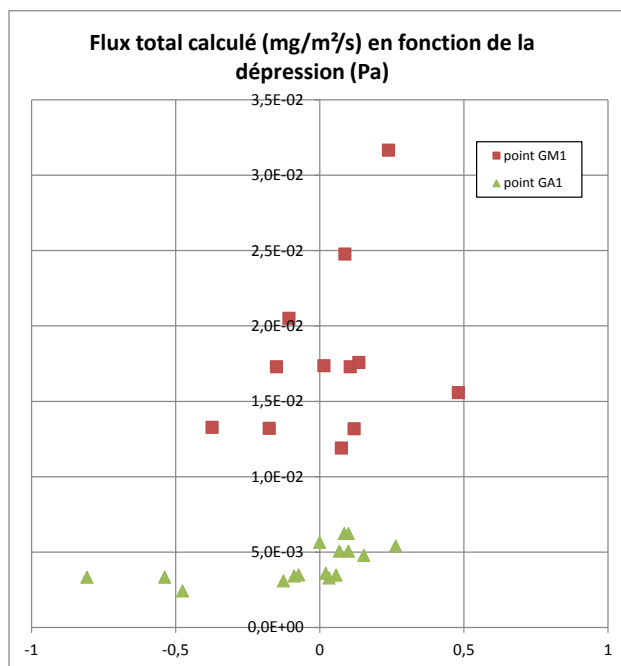


FIGURE 51 – DIFFERENCES DE PRESSION MESUREES ENTRE LES CHAMBRES A FLUX ET L’AIR ATMOSPHERIQUE LORS DE L’INTERCOMPARAISON DES CHAMBRES A FLUX (SITE SCERES, PROJET FLUXOBAT)

Mesures spécifiques par des chambres à flux (hors tunnel à vent)

Certaines chambres à flux qui ne sont pas parfaitement étanches (par exemple présentant un orifice permettant l'équilibrage avec l'atmosphère) peuvent permettre, en ne scellant pas le dispositif au sol, de mesurer un flux « naturel » combinant une part diffusive et une part convective. Il faut pour cela que la perméabilité de l'orifice soit suffisante pour permettre cet équilibrage mais pas trop importante afin que le flux de contaminant s'échappant par cet orifice (et donc non pris en compte lors de la mesure du flux émanant de la surface du sol) soit le plus faible possible.

Les débits d'air transitant à travers la dalle sont dépendants de sa perméabilité. A titre illustratif, pour une dépression de 5 Pa et des perméabilités de l'interface de 2.10^{-13} à 2.10^{-9} m² (correspondant à des dalles de bonne ou mauvaise qualité voir Tableau 38), les débits d'air théoriques sont compris entre 0,02 à 162 l/m²/min.

Les mesures réalisées sur le site atelier FLUXOBAT avec un tel dispositif non étanche sont présentées en Figure 52. Elles mettent en évidence des différences de pression motrice entre l'air intérieur de la chambre à flux et l'air du local variant de -0.05 à +0.79 Pa tandis que les différences de pression motrice entre l'air de la chambre à flux et l'air des sols (à 30 cm de profondeur) étaient comprises entre 2,8 et 3,8 Pa.

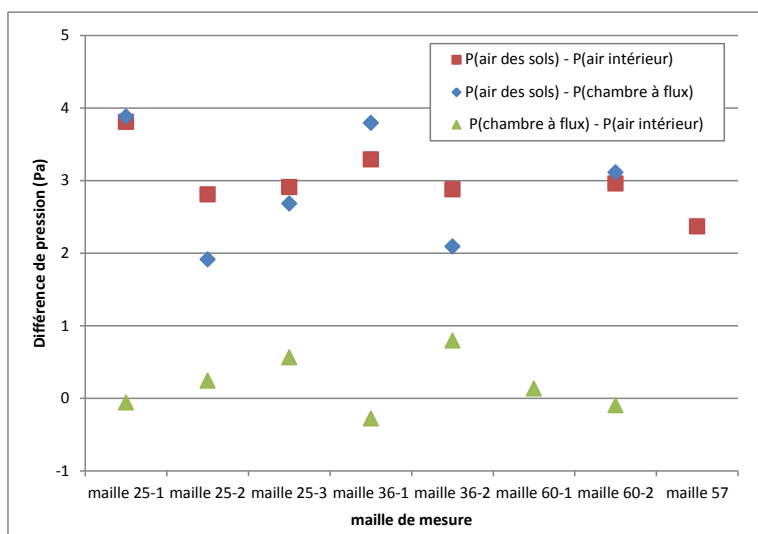


FIGURE 52 – DIFFERENCES DE PRESSION MESUREES DANS LES CHAMBRES A FLUX ET L’AIR LORS DES MESURES DE FLUX SPECIFIQUES SUR DALLE (SITE ATELIER FLUXOBAT)

De tels dispositifs ne sont pas encore suffisamment développés et étudiés pour pouvoir être recommandés (ils ne sont d'ailleurs pas évoqués dans les méthodes et normes existantes), mais de telles perspectives sont à mentionner car la mesure du flux convectif en intérieur des bâtiments est un verrou important vis-à-vis du diagnostic des transferts des pollutions vers l'air de bâtiments existants.

5.3. LES PARAMETRES D'INFLUENCE

5.3.1. Les paramètres d'influence sur les sols nus

Les paramètres influençant les émissions vers l'air atmosphérique sont de deux natures : les paramètres associés au sol et ceux associés aux conditions atmosphériques.

La *nature géologique des terrains* dont la porosité, la teneur en eau et la perméabilité à l'air peuvent avoir une influence notable sur les transferts. Ainsi, la comparaison de mesures entre elles dans le cadre d'un screening nécessite la connaissance des hétérogénéités des sols. La Figure 54 montre que pour un même degré de saturation en eau, pour des sables, des sables limoneux et des argiles (porosité totales respectives considérées de 0,37, 0,39, 0,46), le flux diffusif de trichloréthylène reste du même ordre de grandeur quelle que soit la formation géologique. Par contre, la modification de la saturation en eau associée à des épisodes pluvieux va limiter de manière importante le coefficient de diffusion des polluants et ainsi le flux vers l'atmosphère. La Figure 54 et la Figure 53 montrent qu'en l'absence de différences de pression entre l'air des sols et l'air atmosphérique, l'augmentation de la saturation en eau peut diminuer de plusieurs ordres de grandeur l'émission de tétrachloroéthylène vers l'atmosphère.

La figure ci-dessous (extraite de l'annexe9-A) comparant la migration de la pollution pour un profil sec et un profil de saturation en eau induit par une forte pluie (78 mm) sur le site atelier montre que la variation du profil hydrique du sol peut générer des écarts de flux vers l'atmosphère d'un facteur 65. L'augmentation de la teneur en eau dans l'horizon des limons conduit à une augmentation du panache en dessous dans les sables mais le flux diffusif à travers les limons sera réduit.

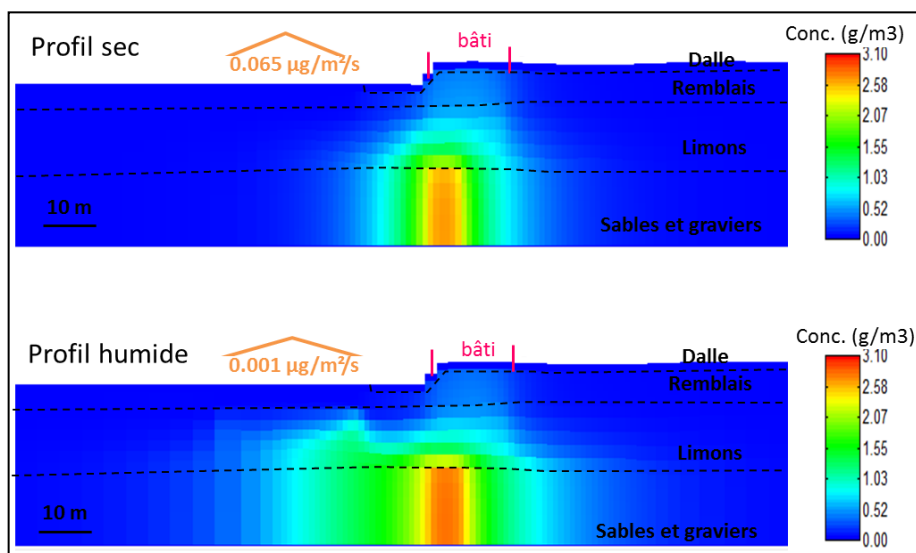


FIGURE 53 – INFLUENCE DE LA SATURATION EN EAU DU SOL SUR LA CONCENTRATION DANS LES GAZ DU SOL ET LES FLUX VERS L'ATMOSPHERE (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Enfin, la *surpression entre l'air des sols et l'air atmosphérique* peut modifier également les flux vers l'atmosphère. Cette surpression génère un flux convectif qui se combinera au flux diffusif, et peut avoir pour origine des modifications de pression atmosphérique en proche surface (voir § 2.5.3) ou des modifications du niveau de la nappe (voir § 2.5.2).

La Figure 54 montre que pour le trichloroéthylène, une légère surpression peut conduire à des flux significativement différents (x 2 pour des argiles à x 30 pour des sables pour 1 Pa de surpression et

une saturation irréductible en eau) et que cette augmentation du flux peut atteindre un facteur de 200 pour une surpression de 5 Pa dans des sables. Les perméabilités des sables, des sables limoneux et des argiles considérées sont respectivement de $7,3 \cdot 10^{-10}$, $1,2 \cdot 10^{-10}$ et $1,7 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$.

La température a une influence mineure sur la diffusion ou la perméabilité à l'air (voir § 2.5.1).

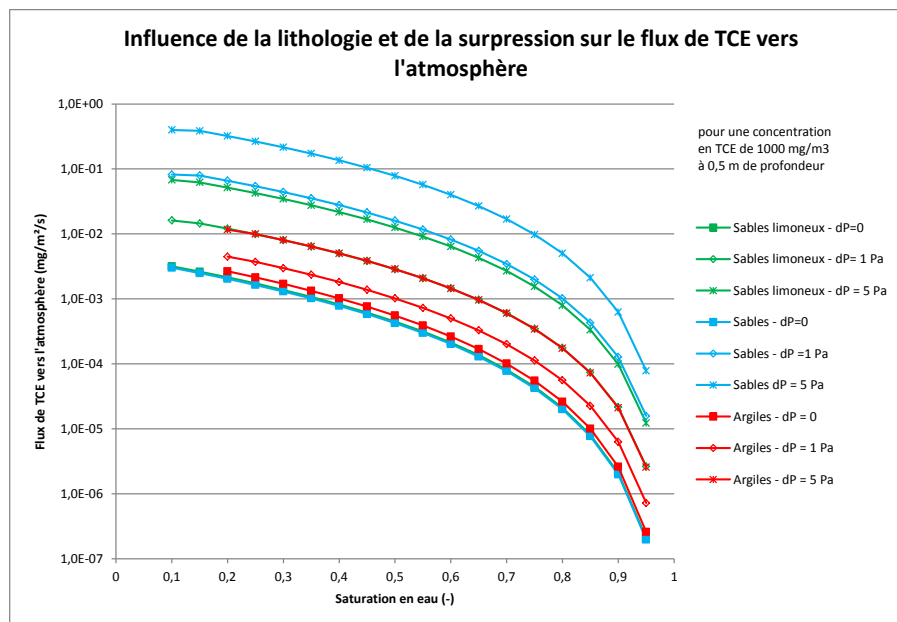


FIGURE 54 – INFLUENCE DE LA NATURE GEOLOGIQUE DES TERRAINS ET DE LEUR SATURATION EN EAU SUR LES EMISSIONS THEORIQUES VERS L'ATMOSPHERE (SOURCE BURGEAP)

5.3.2. Les paramètres d'influence sur les dalles en intérieur

En intérieur d'un bâtiment avec une dalle en béton, les flux sont la résultante d'un transfert combiné d'une part de la source de pollution jusqu'à la zone d'influence du bâtiment et d'autre part du transfert à travers cette interface singulière. La zone d'influence du bâtiment constitue la zone dans laquelle se propage la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur. Au-delà de cette zone, la pression motrice de l'air des sols correspond à la pression motrice dans l'atmosphère.

Influence spatiale

A proximité d'une source de pollution constituée de phase organique, la convection induite par la volatilisation du polluant crée une surpression et donc un flux convectif local qui perdurera jusqu'à l'épuisement de la source. Au-delà de la zone influencée par cette surpression, la migration jusqu'à la zone d'influence du bâtiment est purement diffusive. Les hétérogénéités de migration seront associées d'une part à l'hétérogénéité latérale des formations géologiques présentes sous le bâti et d'autre part à la localisation de la source. Il convient de mentionner que pour des bâtiments de grandes dimensions, de fortes disparités peuvent exister dans les transferts uniquement du fait de la localisation de la source.

A partir de cette zone d'influence, au transfert diffusif s'ajoute une part convective. Au-delà des hétérogénéités des sols en termes de diffusivité ou de perméabilité, les hétérogénéités de la dalle deviennent majeures. Celles-ci peuvent générer des perméabilités locales différentes de plusieurs ordres de grandeur se traduisant par des flux convectifs sensiblement différents.

Influence temporelle

La variation temporelle des flux diffusifs jusqu'à la zone d'influence est traitée dans le §4 dédié aux gaz du sol, elle est générée par la variation des concentrations dans les gaz de sol.

A partir de cette zone d'influence, c'est l'évolution temporelle de la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur qui va générer des variations de flux. Ainsi comme détaillé au § 2.2 et § 3.3.4, la dépression au sein du bâtiment peut être nulle (en l'absence de vent, de gradient thermique entre l'air intérieur et extérieur et de ventilation) ou atteindre plusieurs pascals en période de chauffe. Les flux convectifs peuvent alors être très différents, l'influence sur le flux total dépendant de la prédominance ou non de la convection par rapport à la diffusion.

5.4. LA MISE EN ŒUVRE ET LE PRELEVEMENT

5.4.1. Design de la chambre à flux

Géométrie de la chambre à flux

Sur le design de la chambre à flux des recommandations sont explicitement données par l'US-EPA (Kienbusch, 1985), et dans certaines publications la géométrie de la chambre est considérée comme ayant une influence sur les mesures (Eklund, 1992). Par ailleurs, la norme spécifique au radon (MF60-768) ne formule pas de recommandations particulières sur la géométrie de la chambre. Il est uniquement précisé que le volume d'air prélevé par piquage (si cette méthode est choisie) doit être inférieur à 10 % de son volume.

Afin d'apprécier l'influence de la géométrie dans les flux mesurés, des travaux d'inter-comparaison ont été réalisés sur le bassin expérimental SCERES dans le cadre du projet FLUXOBAT (publication à paraître).

Les mesures de flux de trichloroéthylène à l'aide de cinq chambres à flux ont été comparées dans le cadre du projet FLUXOBAT en 3 points du bassin expérimentale SCERES. Les géométries des chambres sont présentées ci-contre, les résultats des mesures ci-dessous.

	surface utile (10 ⁻² m ²)	hauteur utile (m)	Volume utile (l)
CF1	7,29	0,26	19,3
CF2	24,7	0,11	28,4
CF3	8,76	0,24	21
CF4	19,6	0,33	64,5
CF5	6,6	0,05	3,2

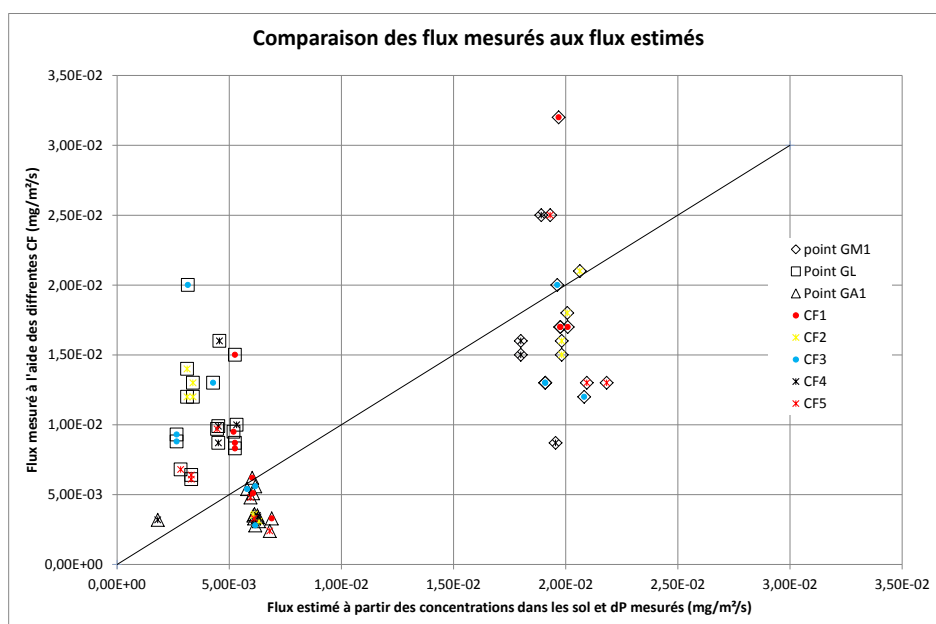


FIGURE 55 – COMPARAISON DES FLUX VERS L'ATMOSPHERE MESURES AVEC 5 GEOMETRIES DE CHAMBRE A FLUX SUR LE BASSIN EXPERIMENTAL SCERES (PROJET FLUXOBAT)

La Figure 55 montre que sur les trois points de mesures du bassin, aucune corrélation ne peut être effectuée entre la géométrie de la chambre et le flux mesuré.

Ainsi, la géométrie de la chambre à flux dans la gamme des surfaces et hauteurs testées n'a pas d'incidence sur les mesures de flux (hors tunnel à vent). Il convient cependant de :

- ⊕ s'assurer que la localisation des entrées et sorties permettent un bon mélange d'air en son sein,
- ⊕ mesurer les éléments de géométrie (surface, hauteur effective, volume) permettant de traduire la masse de polluant en flux.

Matériaux de la chambre à flux

La chambre de mesure et l'ensemble des connectiques doivent être en un matériau inerte aux COV afin de ne pas favoriser les phénomènes de sorption. La réalisation de **blanc de terrain** sur le dispositif complet (avec connectiques) avant sa mise en place est fortement recommandée afin de s'assurer de l'absence de pollution préalable à la mesure (voir annexe 5). Ce blanc de terrain pourra être réalisé au PID avec une limite de détection basse (par exemple les PID permettant la mesure de concentrations proche de 1 ppb) ou avec des supports adsorbants analysés ensuite au laboratoire. Il est à noter également que dans des situations estivales, il faut éviter que le matériau de la chambre à ne subisse une augmentation significative de température pouvant conduire à des phénomènes de condensation, elle sera ainsi placée à l'ombre ou recouverte d'un matériau isolant (aluminium par exemple).

5.4.2. Méthode de mesure du flux

Étanchéité de la chambre à flux

Dans l'utilisation usuelle des chambres à flux, afin de s'assurer de l'absence d'influence des conditions environnantes sur les transferts diffusifs, le contact avec les sols ou la dalle devra être étanche. Ainsi, sur des sols nus, la chambre à flux sera enfoncée de quelques centimètres dans le sol. Hartman (2003) et US-EPA (Kienbusch, 1985) recommandent un enfoncement de 2 à 3 cm dans le sol. Par ailleurs, le système de prélèvement et de recirculation d'air (s'il existe) devra également être étanche.

Méthodes avec ou sans accumulation

Dans le cadre des travaux d'inter-comparaison conduits sur le bassin expérimental SCERES dans le cadre du projet FLUXOBAT, trois méthodes de mesures de flux (parmi celles présentées dans le Tableau 17) ont été testées puis comparées afin d'en identifier les éventuelles limites. Il s'agit de :

- 1) la méthode par accumulation sans recirculation avec un analyseur de terrain (PID ou INNOVA), les mesures étant réalisées par piquage ponctuel au sein de la chambre à flux ;
- 2) la méthode par accumulation avec recirculation et un suivi de la concentration en continu au PID ou INNOVA³⁰ au sein de la chambre à flux ;
- 3) la méthode sans accumulation avec recirculation et adsorption en continu sur un support ensuite analysé au laboratoire.

Ces mesures ont été réalisées avec une pollution mono-composé de trichoroéthylène. La Figure 56 présente les résultats sur un des trois points testés.

³⁰ L'INNOVA est un analyseur par spectrophotométrie acoustique dont le principe de fonctionnement repose sur la méthode photoacoustique de détection infrarouge. Il peut analyser tous les gaz qui absorbent l'infrarouge grâce à des filtres optiques spécifiques à chaque composé.

Il ressort que les flux estimés à l'aide des PID avec ou sans recirculation conduisent à des résultats comparables, tandis que les mesures avec accumulation sur charbon actif ont tendance à donner des flux de 1,5 à 1,8 fois plus élevés que ceux mesurés à l'aide du PID. Les mesures sur adsorbant sont cependant bien corrélées avec les flux estimés indirectement par la loi de Fick. Ces derniers ont été estimés à partir du gradient de concentration mesuré dans les gaz du sol, de la saturation en eau mesurée dans les sols et de la diffusivité connue des sables présents.

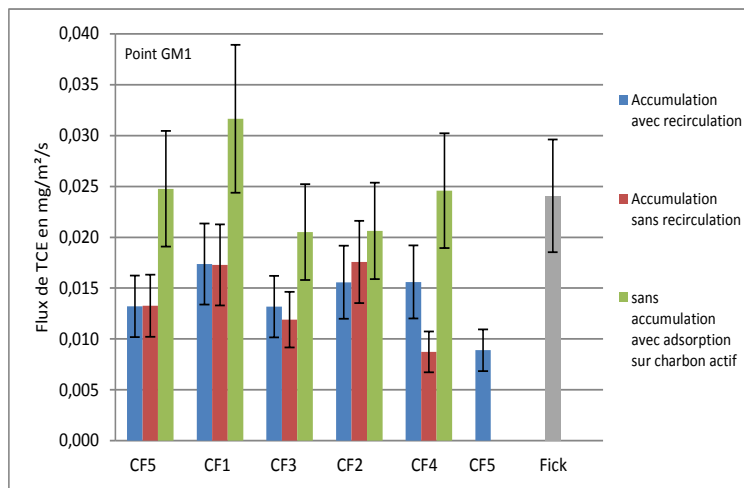


FIGURE 56 – COMPARAISON DES FLUX VERS L'ATMOSPHERE MESURES AVEC 3 METHODES DIRECTES UTILISANT DES CHAMBRES A FLUX (BASSIN EXPERIMENTAL SCERES, PROJET FLUXOBAT)

La bonne correspondance entre la mesure du flux sans accumulation avec recirculation et le flux estimé par application de la loi de Fick apporte un élément de validation de cette méthode.

Par ailleurs, la méthode consistant à interpréter le palier de concentration atteint³¹ (Kienbusch, 1985, MF M60-768) a également été testée conduisant à un flux de 0,021 mg/m²/s comparable au flux estimé par la loi de Fick présenté en Figure 56.

La méthode avec accumulation sur charbon actif permet de conserver au sein de la chambre des concentrations faibles (du même ordre de grandeur que celles observées à proximité du sol) et ainsi de mesurer de flux diffusifs plus importants mais également plus représentatifs de la réalité. C'est sans doute en partie la raison des écarts observés entre les mesures de flux avec accumulation et celles sans accumulation.

Le choix de la méthode dépendant de l'objectif de la mesure et du temps disponible, les recommandations suivantes peuvent être formulées :

- ⊕ screening des zones émissives : les mesures de flux au PID peuvent être suffisantes en ayant préalablement vérifié la sensibilité du PID aux pollutions recherchées. La méthode recommandée est celle à recirculation permettant la mise en place d'un support adsorbant en aval du PID. Le rôle de ce support adsorbant est de ne pas limiter artificiellement le flux par une accumulation de polluant au sein de la chambre, la mesure est alors sans accumulation.
- ⊕ aide à l'interprétation des mesures de concentration ou vérification de l'atteinte des objectifs de gestion : les mesures devront préférentiellement utiliser des analyses permettant d'identifier les substances, nécessitant alors l'utilisation de supports adsorbants (cela est particulièrement nécessaire en cas de pollution multicomposés). La méthode de la chambre à flux sans accumulation avec recirculation (Jellali, 2003) sera ici aussi recommandée, l'estimation du flux se faisant sur la base de la masse adsorbée sur un support de type charbon actif et de la masse résiduelle dans la chambre ou par un prélèvement ponctuel par canister dans la chambre après atteinte de l'équilibre.

³¹ Cette méthode nécessite un temps plus long de mise en œuvre avant l'atteinte du palier de concentration (de l'ordre de 4 heures pour une chambre à flux de 20 litres et un débit de renouvellement de 0.5 l/min), elle n'a pu être testée que sur un des modèles de chambre à flux de petit volume (CF5)

Débit de recirculation de l'air et contrôle des pressions

Pour les méthodes à recirculation, le débit devra être relativement faible afin d'éviter la création de dépression (ou de surpression) au sein de la chambre à flux tout en restant compatible avec les limites de quantification recherchées. Le débit devra cependant être suffisant pour limiter l'augmentation de la concentration dans la chambre et compatible avec les supports adsorbants si ceux-ci sont utilisés. Pour les mesures de screening à l'aide des analyseurs de terrain de type PID, le débit est généralement de l'ordre de 0,5 l/min, ce qui correspond pour les différentes chambres testées à un renouvellement d'air toutes les 6 à 120 minutes (respectivement les chambres à flux CF5 et CF4). Pour les mesures en circuit fermé, le débit ne dépasse généralement pas 1 l/min, et peut être plus faible en fonction des débits recommandés pour les supports (voir annexe 5), les temps de résidence sont alors de 3 à 60 minutes.

Lors des mesures de flux, il est recommandé de:

- ⊕ mesurer le débit de recirculation de l'air a minima avant le démarrage de la mesure et en fin de mesures
- ⊕ mesurer la différence de pression entre l'air de la chambre et l'air atmosphérique. La mesure des différences de pression entre l'air de la chambre à flux et l'air du sol nécessiterait la réalisation d'ouvrages spécifiques pour mesurer la pression dans l'air des sols. Ainsi, la différence de pression entre l'air en intérieur de la chambre à flux et l'air extérieur adjacent pourra apporter une information suffisante.

Durée de prélèvement et de l'éventuelle purge préalable

La durée de prélèvement est dépendante de la méthode utilisée et de la limite de quantification recherchée. La limite de quantification est à évaluer préalablement au regard de l'utilisation de la mesure (en particulier la toxicité des pollutions), de la limite de quantification du polluant adsorbé sur le support analytique (ou du PID) et du débit de recirculation.

Pour les méthodes à accumulation avec des analyseurs en ligne, la durée de prélèvement pourra être très courte : de l'ordre de quelques minutes à une vingtaine de minutes (ATTENA, INERIS 2013), la seule contrainte étant la limite de quantification recherchée. Dans ce contexte aucune purge du volume de la chambre n'est nécessaire.

Pour les méthodes de mesure de flux sans accumulation, l'évolution de la concentration moyenne dans un volume $C_i(t)$ pour une entrée d'air propre s'écrit comme suit (Collignan, 2005) :



$$C_i(t) = [C_i(0) - P/NV] * \exp(-Nt) + P/NV \quad (55)$$

Avec : P : production de polluant, N : renouvellement d'air (en vol/h) et V : volume de la chambre à flux.

L'illustration de l'évolution de la concentration dans la chambre à flux est présentée ci-contre pour un volume de 20 litres et un renouvellement d'air propre de $0,6 \text{ h}^{-1}$.

Au début de la courbe, l'évolution de la concentration est exponentielle. Ensuite, le palier n'est atteint qu'après un renouvellement de 4 fois le volume de la chambre.

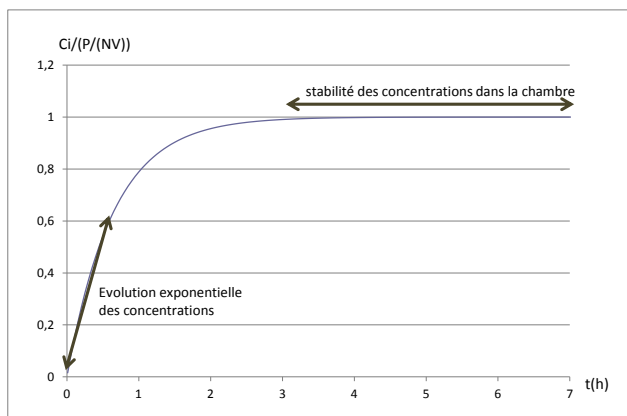


FIGURE 57 – ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION DANS UNE CHAMBRE À FLUX EN FONCTION DU TEMPS POUR UNE RECIRCULATION D'AIR PROPRE (CALCUL THÉORIQUE)

Pour les méthodes sans accumulation visant la quantification des flux de substances individuelles, la durée de prélèvement est dépendante de l'ordre de grandeur du flux qui est recherché. Ainsi, une première mesure à l'aide d'un PID permettra de mieux dimensionner la durée du prélèvement :

- si le **flux de polluant est élevé**, la durée de prélèvement sera limitée à un temps de résidence de 1 afin de rester sur une évolution exponentielle comme présenté en Figure 57 de la concentration dans la chambre (voir Figure 57) et en permettre son interprétation. Le temps de résidence correspond au rapport entre le volume de la chambre à flux et le débit d'air. Pour de tels flux, aucune purge du volume de la chambre n'est à réaliser.
- si le **flux de polluant est faible**, la durée de l'essai sera de plusieurs heures afin de chercher à réaliser des estimations à partir du palier.

Cas n°1 : la mesure de la concentration dans la chambre au palier est utilisée pour l'estimation du flux. Pour une telle méthode d'interprétation, la purge préalable au prélèvement est nécessaire. Pour une chambre de 20 litres (comme présentée en Figure 57), la durée de la purge sera au minimum de 3 heures, tandis qu'elle sera de 1 heure pour une chambre à flux de 3 litres.

Cas n°2 : la mesure de la concentration cumulée durant l'essai (sur le support adsorbant et dans la chambre) est utilisée pour estimer le flux diffusif (Jellali, 2003). Alors aucune purge préalable n'est à réaliser et la durée de prélèvement sera de plusieurs heures.

La durée de prélèvement dépendra de la méthode choisie et du design de la chambre à flux. Les recommandations suivantes sont formulées pour un renouvellement d'air de l'ordre de 0.5 h^{-1} dans la chambre.

- ⊕ mesures de flux à l'aide d'analyseurs de terrain : la durée de prélèvement pourra classiquement être de 5 à 20 minutes. Elle devra être ajustée au préalable en fonction de la limite de détection recherchée. Aucune purge n'est nécessaire.
- ⊕ mesures de flux par adsorption sur support : elle dépendra de l'ordre de grandeur du flux recherché, une pré-mesure à l'aide d'un analyseur de terrain permettra d'ajuster les durées de l'essai (incluant la purge éventuelle) pouvant varier en fonction du volume de la chambre à flux et de débit de renouvellement d'air de moins de 5 minutes à plus de 6 heures.

5.4.3. Densité des points de mesure

Concernant la densité des mesures de flux sur un site, l'ensemble des guides s'accordent sur la nécessité de disposer de suffisamment de mesures mais sans formuler de recommandations plus détaillées, mis à part le guide de l'US-EPA (Kienbusch, 1985) qui traite de mesures sur des sols nus. La densité de mesures sur des sols ou des dalles doit prendre en compte les hétérogénéités de la pollution sous-jacente et de la lithologie des sols mais également des hétérogénéités des dalles ou des circulations préférentielles. Les étapes recommandées par FLUXOBAT sont :

- **Etape 1 : définition des zones homogènes** à partir des mesures de concentrations dans les gaz de sol et des coupes de terrain (Hartmann, 2003) ainsi que, pour les dalles existantes, des indices visuels d'hétérogénéité ou de dégradation et, pour les sols nus, l'empreinte des projets d'aménagements prévus.
- **Etape 2 : définition du nombre de points par zone homogène.** Ce nombre de points sera dépendant de la surface de la zone comme présenté dans Kienbusch (1985), lequel propose un nombre de points de mesure en fonction de la taille de la zone (voir Tableau 18).
- **Etape 3 : localisation des zones singulières sur les dalles existantes.** L'existence de circulations préférentielles (passage de réseaux, gaines techniques, fissures de retrait...) devront autant que faire se peut être identifiées et faire l'objet de mesures spécifiques.

La densité de points de mesures proposée par Kienbusch (1985) est cohérente avec les recommandations de l'ADEME pour les andains de compostage (ADEME, 2012) qui recommande en moyenne de 25 à 35 points par hectare, dépendant de l'émissivité attendue de la zone.

Taille de la zone	Unités de surface	Nb d'unités qui seront mesurés à choisir aléatoirement (n=6+0.15*√surface)
<500 m ²	20 unités	< 9
500 à 4000 m ²	Nb unités = Surface / 25 m ²	9 << 15
4000 à 32000 m ²	Nb unités = Surface / 200 m ²	15 << 30

TABLEAU 18 – NOMBRE DE POINTS DE MESURES DE FLUX EN FONCTION DE LA TAILLE DE LA ZONE (KIENBUSCH, 1985)

Au sein des bâtiments existants, un premier niveau de zonage peut correspondre aux zones homogènes définies dans la norme ISO 11665-8 (voir §6.3.2), étant entendu que celles-ci intègrent la connaissance de la géométrie du panache de pollution dans les gaz du sol et la nature et qualité de l'interface entre le sol et l'air intérieur. L'exercice de ce zonage appliqué au site atelier FLUXOBAT a conduit, en postulant l'absence de circulations préférentielles (canalisations, etc.), à la réalisation de 2 zones et de 14 unités de mesures. L'objectif des mesures sur le site atelier allant au-delà de la seule discrimination des zones, ce sont 72 unités qui ont été finalement mesurées (Figure 58).

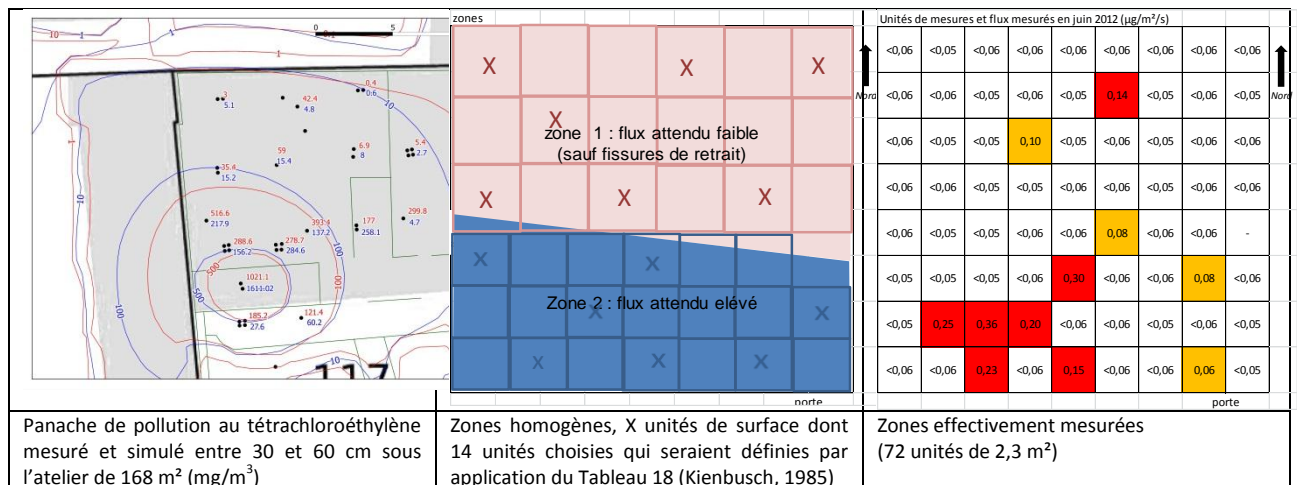


FIGURE 58 – ZONES DE MESURES DES FLUX DE POLLUANTS VERS L'AIR INTERIEUR SUR LE SITE ATELIER FLUXOBAT

La densité des points de mesures de flux est une étape importante du dimensionnement du diagnostic afin de s'assurer de la pertinence des interprétations de telles mesures. Pour ce faire il est recommandé de :

- ⊕ procéder à la définition de zones a priori homogènes vis-à-vis des flux (en lien avec la connaissance de la pollution, la lithologie et de la couverture des sols). Pour les mesures sur dalle en intérieur des indices de vieillissements de la (des) dalle(s) seront également intégrés ;
- ⊕ appliquer le Tableau 18 pour définir le nombre de mesures requises sur ces zones a priori homogènes ;
- ⊕ identifier et ajouter des mesures au droit de zones singulières sur les dalles.

5.4.4. Périodes de mesures

Sur des sols nus en extérieur de bâtiment

Comme mentionné au § 5.3, les conditions météorologiques peuvent modifier significativement les émissions vers l'atmosphère. Ainsi, le choix des périodes de mesures est dépendant de l'objectif recherché :

- dans le cadre du diagnostic des émissions et le dimensionnement de travaux de dépollution, les mesures dans des conditions les plus favorables à l'émission vers l'atmosphère seront à privilégier ;
- dans un objectif de surveillance, en dehors de l'évaluation de l'impact des conditions atmosphériques, il est important de conserver entre les campagnes de mesure des conditions d'émission analogues. Compte tenu de l'interprétation délicate de l'effet des pluies et du vent, il sera préférable de réaliser les mesures en période estivale et sèche avec un vent faible.

Les mesures de flux réalisées sur les espaces extérieur du site atelier FLUXOBAT (au PID) sont présentées ci-dessous en parallèle de la modélisation conduite (Modèle 5), voir en annexe 8 et annexe 9-A pour plus de détail.

Cette figure montre une très grande variabilité des flux mesurés, au droit des piézaires pza1-a2 et pza3-a4 situés respectivement à 15 et 30 mètres en aval de la zone source. Les flux mesurés varient de 3 ordres de grandeur. Comme illustré au § 5.3.1, la modification des profils hydriques dans le sol peut être une des raisons de ces écarts.

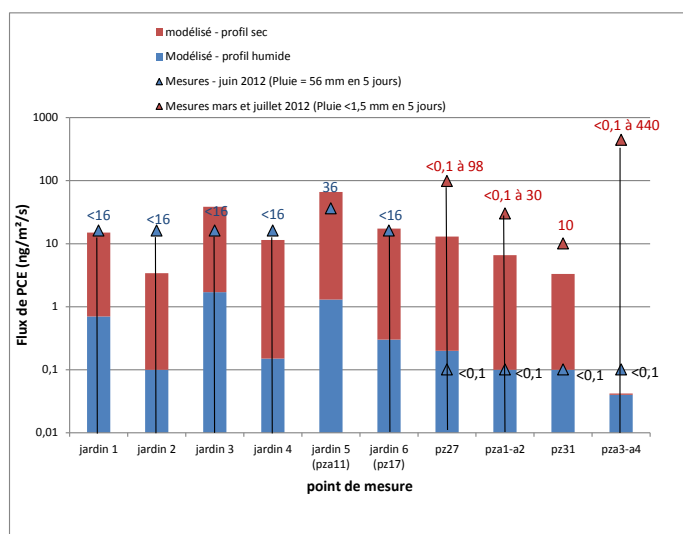


FIGURE 59 – COMPARAISON DES FLUX VERS L'AIR EXTERIEUR MESURES SUR LE SITE ATELIER FLUXOBAT

Les conditions environnementales suivantes sont à retenir pour la réalisation de mesures de flux sur sols nus si des flux maximum sont recherchés :

- ⊕ vis à vis de la pluviométrie, il est recommandé d'attendre plusieurs jours après un épisode de pluie. Dans la mesure où le temps nécessaire à l'équilibrage des profils de saturation en eau des sols est fortement dépendant de la lithologie, aucune préconisation de durée minimale n'est proposée. Ce temps d'attente pourra varier à minima d'une journée pour des lithologies perméables à plus d'une semaine pour des lithologies peu perméables ;
- ⊕ vis-à-vis de la température, essentiellement du fait de la modification des équilibres entre phases (voir §2.5.1), il conviendra préférentiellement de réaliser les mesures en été où les températures sont les plus élevées ;
- ⊕ pour éviter que des différences de pression non maîtrisées viennent localement perturber les émissions, il convient d'éviter les périodes de vent élevés et d'augmentation significative de la pression atmosphérique anticycloniques.

Sur des sols nus ou dalles en intérieur de bâtiment

En intérieur d'un bâtiment, la mesure des flux est également liée à l'objectif de l'étude (voir Tableau 20). La recherche des transferts les plus élevés nécessitera de choisir la période de mesure la plus propice aux transferts.

Ce sont les mêmes critères et que ceux précisés dans le § 6.5.2 pour les mesures de concentrations dans l'air intérieur qui sont à retenir (exceptés ceux associés à la dilution des polluants dans l'air intérieur : renouvellement d'air, ouvertures des fenêtres...).

Les mesures de flux réalisées sur le site atelier de FLUXOBAT sur la dalle du bâtiment présentés en annexe 8 ont été réalisées avec un équilibrage des pressions entre l'air de la chambre et l'air du bâtiment.

La figure ci-contre montre une augmentation entre la période estivale (juin 2012) et hivernale (mars 2012). Cette augmentation est limitée, sans doute compte tenu de la faible perméabilité de la dalle de béton du site atelier

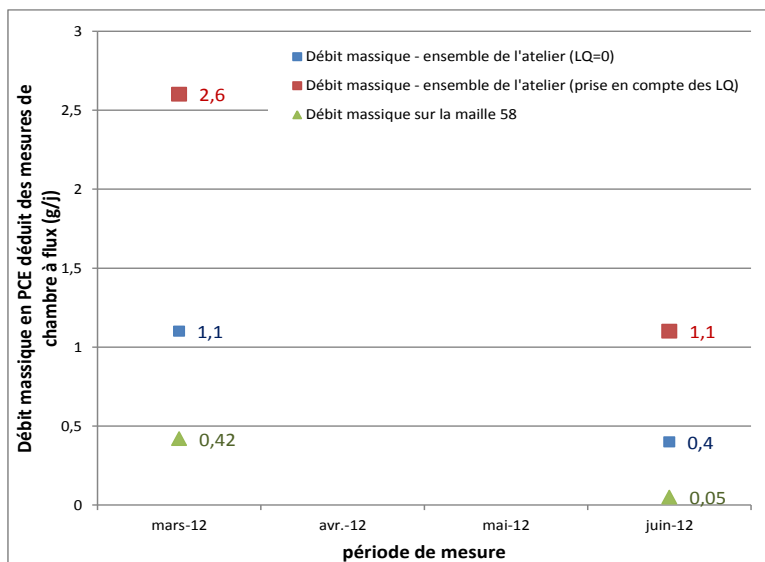


FIGURE 60 – COMPARAISON DES FLUX VERS L'AIR INTÉRIEUR MESURES SUR LE SITE ATELIER FLUXOBAT

Il est à mentionner également que l'influence du profil de saturation en eau des sols sur les transferts de polluant vers l'air intérieur dépend de la localisation de la source de pollution (voir § 5.3.1 et § 4.3.1). Pour des sources situées sous le bâtiment (source constituée de la nappe ou dans les sols sous le bâtiment), les transferts seront accrus vers le bâtiment si les sols alentours sont saturés en eau tandis qu'ils pourront être notablement diminués si la source de la pollution dans les gaz de sol est située en dehors de l'emprise du bâtiment.

Synthèse

Les périodes optimales pour les mesures des émissions surfaciques sont synthétisées dans le tableau suivant. A partir des recommandations formulées dans le DTSC (2011), des travaux menés et du retour d'expérience acquis par les partenaires, le tableau suivant présente les conditions pour lesquelles les flux seront maximaux. Ces éléments seront utiles dans le cadre du dimensionnement de la campagne.

paramètre	Mesures de flux en intérieur de bâtiment	Mesures de flux vers l'atmosphère
	Plus favorable aux transferts – période optimale à la mesure de flux	Plus favorable aux transferts – période optimale à la mesure de flux
Saison	Hiver (bâtiment chauffé)	Été
Etat des sols de surface	-	Absence de couverture neigeuse ou de gel
Température	T intérieure > T extérieure d'au moins 10 °C	Température élevée
Pression	P intérieure < P extérieure	Phase dépressionnaire
Vent	Stable mais si possible supérieur au vent moyen	Calme
Etat de saturation des sols	Pour une source sous bâti : période pluvieuse afin de limiter les flux diffusifs latéraux	Plusieurs jours sans pluie Idéalement une semaine en l'absence de connaissance de la rapidité d'infiltration

TABLEAU 19 – PERIODES OPTIMALES DE MESURES DE FLUX EN INTERIEUR OU EXTERIEUR

Dans l'objectif d'établir un lien de causalité entre les concentrations dans les gaz des sols et l'air intérieur ou extérieur les mesures de flux seront réalisés de manière synchrone. Ce faisant, elles pourront ne pas représenter à une période dite favorable dans le Tableau 19. Dans ce cas, les mesures ne pourront être utilisées pour d'autres objectifs, leur interprétation sera limitée à la confrontation avec les mesures de concentration.

5.4.5. Conditions météorologiques nécessaires à l'interprétation

Compte tenu de leur influence sur les flux et sur l'interprétation de la mesure, il est nécessaire que les paramètres suivants soient enregistrés lors de la mise en œuvre de mesures de flux en extérieur. Il s'agit :

- de l'intensité du vent (pendant la mesure),
- des pluies (avant et pendant la mesure),
- de l'évolution de la pression atmosphérique (avant et pendant la mesure),
- de la température de l'air (pendant la mesure).

Le § 3.4 détaille les mesures de ces paramètres météorologiques.

Pour les mesures sur dalle en intérieur et pour les méthodes usuelles ne permettant que la caractérisation du flux diffusif, aucune mesure particulière liée à la dépression du bâtiment n'est nécessaire à l'interprétation du flux mesuré.



5.5. DISCUSSION ET VALORISATION DES MESURES

5.5.1. Réponses apportées par les mesures de flux

Les différentes situations où des mesures de flux peuvent être réalisées, les objectifs recherchés et les interprétations possibles sont présentés dans le Tableau 20. Les différents objectifs auxquels peuvent théoriquement répondre les mesures des flux à l'interface sol ou dalle - air sont établis en lien avec ceux présentés en Figure 6 (la numérotation est ici reprise). Les mesures de flux peuvent aider à :

- (1) Localiser la source de pollution ;
- (3) Evaluer la migration vers l'air intérieur ou extérieur des pollutions présentes dans les sols.
Etablir le schéma conceptuel du site ;
Aider au dimensionnement et à l'interprétation des diagnostics de concentration dans l'air intérieur ou extérieur ;
Constituer des données d'entrée de la modélisation des transferts dans le compartiment atmosphérique (intérieur et extérieur) ;
Constituer des données de calage de la modélisation des transferts dans la zone non saturée et la dalle ;
- (5) Apporter un complément aux mesures de concentration pour le dimensionnement des mesures de gestion et ;
- (6) Vérifier la bonne mise en œuvre des mesures de gestion ;
Surveiller l'évolution des transferts.

Situations pouvant conduire à la mesure des flux	Objectif de la mesure des flux vers l'atmosphère	Objectif de la mesure des flux émanant vers l'air intérieur (caves, vides sanitaires, garages, pièces de vies...)
(1) et (3) Schéma conceptuel / identification des zones participant à la dégradation de la qualité de l'air		
<p>Sols en friche d'un terrain qui va être réaménagé (PG)</p> <p>Bâtiments utilisés (IEM)</p> <p>Bâtiments dont la reconversion est à l'étude (PG)</p>	<p><u>Air extérieur</u></p> <p>Les mesures de flux de polluant à l'interface sol-atmosphère peuvent aider à mieux apprécier l'impact de la pollution en place sur l'air atmosphérique (vis-à-vis du voisinage éventuel).</p> <p>Elles permettent par ailleurs de réaliser un screening des émissions vers l'atmosphère et ainsi :</p> <ul style="list-style-type: none"> • d'aider à la localisation des sources de pollution dans le milieu souterrain, • de discriminer les zones d'un site par rapport à ses impacts actuels ou futurs. 	<p><u>Air intérieur</u></p> <p>Dans le cas de bâtiments utilisés, le recours à des mesures de flux peut être pertinent pour effectuer un screening des zones émissives et ainsi aider à dimensionner ou comprendre les mesures de concentration dans l'air intérieur.</p> <p>Cependant, de telles mesures sont limitées au screening compte tenu des difficultés à mesurer les flux au niveau des circulations préférentielles (fissures périphériques, passages de réseaux, etc.).</p>
(3) Aide au dimensionnement ou à l'interprétation des mesures de concentrations dans l'air intérieur et extérieur Donnée d'entrée d'une modélisation aérodynamique ou donnée de calage d'une modélisation ZNS+dalle		
PG et IEM (idem ci-dessus)	<p><u>Air extérieur</u></p> <p>Si l'évaluation des expositions des populations repose avant tout sur des mesures de concentration dans l'air, celles-ci peuvent parfois ne pas être représentatives (voir §6.3). La réalisation de mesures de flux peut permettre de consolider les évaluations conduites en particulier dans des situations complexes.</p>	<p><u>Air intérieur</u></p> <p>Pour les bâtiments dont l'usage n'a pas vocation à être modifié, les mesures de flux n'ont pas vocation à être utilisées pour l'évaluation des expositions (des mesures directes dans l'air seront préférées), celles-ci peuvent néanmoins aider à la compréhension des transferts</p> <p>Dans le cas d'anciens ateliers, les mesures de concentrations dans l'air peuvent ne pas être représentatives des expositions futures (cloisonnement, renouvellement d'air non représentatifs des futurs aménagements). Dans ce contexte, recourir à des mesures de flux émanant du sol pour l'évaluation des futures expositions peut parfois être pertinent.</p>
(5) Dimensionnement des travaux de dépollution et (6) vérification de l'atteinte des objectifs		
PG	<p><u>Air extérieur</u></p> <p>La réduction des émissions de polluants vers l'atmosphère peut être un objectif des travaux de dépollution ou de confinement. Dans ce cadre, la comparaison des flux avant et après les travaux peut permettre une vérification de l'atteinte des objectifs vis-à-vis des émissions vers l'atmosphère.</p>	<p><u>Air intérieur</u></p> <p>Le screening des émissions vers l'air intérieur peut permettre de discriminer les zones plus ou moins émissives. Cette information peut dans certains cas être précieuse pour le dimensionnement des mesures de gestion.</p> <p>Néanmoins, les circulations préférentielles dont la géométrie ne permet pas la mesure de flux doivent être étudiées par ailleurs.</p>
(6) Surveillance		
CPIS partie surveillance	<p><u>Air extérieur</u></p> <p>Il peut parfois être utile d'effectuer le suivi de l'impact par des mesures de flux. Celles-ci permettant de s'affranchir des effets de dilution dans l'atmosphère par le vent.</p>	<p><u>Air intérieur</u></p> <p>La variabilité des concentrations dans l'air intérieur est en partie gouvernée par les modifications des conditions d'équilibre et de transfert des pollutions dans le milieu souterrain et en partie par les modifications des conditions de dépression et dilution dans l'air intérieur.</p> <p>Le suivi des émissions vers l'air intérieur peut dans certains cas apporter un éclairage complémentaire à celui de la mesure de concentration dans l'air intérieur.</p>

TABLEAU 20 – SITUATIONS POUVANT CONDUIRE A DES MESURES DE FLUX

5.5.2. Appui à la modélisation des transferts

Au-delà de leur intérêt direct pour les prestations de la norme NFX 31-620 présentés sur la Figure 50, les mesures de flux sur sols nus réalisées aux périodes propices aux transferts maximums vers l'atmosphère peuvent permettre :

- de caler les flux diffusifs théoriques vers l'atmosphère estimés des MODELES 2 et ainsi apporter de la robustesse dans les évaluations prospectives conduites à l'aide de ces modèles pour le compartiment atmosphérique. En effet, les modélisations conduites sont généralement entachées de fortes incertitudes sur la dégradation des pollutions, l'équilibre entre les phases et la diffusion dans le sol ;
- de caler la part diffusive du flux des MODELES 2 mis en œuvre dans les études pour l'estimation des concentrations dans l'air intérieur. La pertinence à transposer le profil de saturation en eau des sols nus à ceux en dessous du bâtiment est cependant une question préliminaire qu'il conviendra de se poser.

Les mesures sur dalle présentent également un intérêt dans le calage des flux diffusifs à travers la dalle vers l'air intérieur. Comme cela est présenté au §3.2, les mesures in situ des paramètres du transfert diffusif de la dalle sont à l'heure actuelle inexistantes. Parallèlement, les modèles classiquement utilisés pour l'évaluation des transferts (MODELES 2) oblitèrent totalement ce transfert (c'est le cas de l'outil développé par Johnson et Ettinger (1991) ou donnent des paramètres par défaut dont la justesse n'est que peu documentée.

5.5.3. Intérêts, limites et points d'attention

Si les mesures de flux à l'aide d'analyseurs de terrain non discriminant (tels que le PID) présentent l'intérêt d'être faciles à mettre en œuvre, rapides (20 à 40 mesures par jours, [INERIS, 2013]) et ainsi de coût limité, elles sont cependant inadaptées pour la quantification des flux des différentes substances en cas de pollutions multi-polluants, les résultats étant exprimés en COV totaux équivalent.

Du fait des temps de mesure (purge ou prélèvement) nécessaires, les mesures de flux à partir de prélèvements sur supports adsorbants ou sur canister sont nettement moins rapides et dont plus coûteux. Leur principal intérêt repose sur la quantification de l'ensemble des polluants en présence.

Les méthodes de mesure de flux, qu'elles soient réalisées avec un PID ou par adsorption sur support présentent les limites suivantes :

- comme pour les mesures de concentrations, la localisation et la densité des points de mesures sont des paramètres majeurs, son dimensionnement préalable est un point clé de la représentativité du diagnostic ;
- pour les mesures sur sols nus en dehors des bâtiments, l'impact des conditions météorologiques (en particulier la saturation en eau des terrains) est également un élément majeur pour le dimensionnement et l'interprétation des mesures. Cette dernière nécessite une bonne connaissance du terrain afin d'intégrer l'influence des conditions météorologiques.
- pour les mesures sur des dalles, une limite importante induite par la taille limitée des dispositifs est qu'ils ne permettent pas la mesure sur des passages préférentiels tels que les fissures périphériques ou des passages de réseaux.
- enfin, pour les mesures en intérieur de bâtiment (sur dalle ou sur sols nus), les chambres à flux ne permettent la mesure que de la composante diffusive du flux.

Le Tableau 21 synthétise les avantages et limites des mesures directes de flux ainsi que les points d'attention pour leur mise en œuvre.



	Mesures de flux en intérieur sur dalle	Mesures de flux en intérieur sur sols nus (caves ou vides sanitaires)	Mesures de flux en extérieur
Intérêt	Mise en évidence d'un transfert vers les milieux d'exposition & Aide à l'interprétation des mesures de concentration dans l'air intérieur ou extérieur		
	Aide au dimensionnement des mesures de gestion et de la surveillance		
	Cartographie des zones émissives Screening rapide des émissions sur les surfaces planes -> identification des zones émissives (PID) Possible quantification des flux sur les points singuliers identifiés (GC-MS)		
	-	Localisation de la source en l'absence d'hétérogénéités lithologiques sur la zone	
	-	Calage des coefficients de diffusion effectifs des sols (mais saturation faible lors des mesures)	
	-	Vérification de l'atteinte des objectifs de dépollution	
	-	Aide à la surveillance des transferts sur des points singuliers	
	Facilité de mise en œuvre		
	Rapidité et coût limité pour des mesures semi-quantitatives (PID) –absence d'analyses en laboratoire et réponse immédiate		
Limites	Les méthodes usuelles n'intègrent pas la part convective du flux		-
	Certains passages préférentiels ne peuvent faire l'objet de mesures (coins, passages de réseaux, canalisation...)	-	Variabilité des conditions atmosphériques non maîtrisée lors des mesures (vent et pression atmosphérique)
Points d'attention	Dimensionnement du maillage		
	Choix des dates de mesures vis-à-vis des conditions météorologiques		
	Enregistrements des conditions atmosphériques et des différences de pressions lors des mesures		

TABLEAU 21 – INTERET, LIMITES ET POINTS D'ATTENTION DES MESURES DIRECTES DE FLUX

5.6. BIBLIOGRAPHIE

- ADAM K. (2007). Bilan des résultats obtenus lors des essais sur les chambres à flux, INERIS.
- ADEME (2012). Programme de recherche de l'ADEME sur les émissions atmosphériques du compostage. Connaissances acquises et synthèse bibliographique. ADEME, juillet 2012.
- AFNOR (2002). MF M60-768, Energie nucléaire. Mesure de la radioactivité dans l'environnement-air. Le radon 222 : méthodes de flux surfaciques d'exhalation par la méthode d'accumulation. MF M60-768. AFNOR, 2002
- AFNOR (2011). NF X 31-620. Qualité du sol – prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Révision de juin 2011
- Collignan B., O'Kelly P., Ribéron J. (2005): Use of metabolic-related carbon dioxide as tracer gas for assessing air renewal in dwellings. B. Indoor Air 2005 conference. September 4-9, 2005; Beijing, China. Vol. III, pp 2802-2806.
- Cotel S., Nagel V., Schäfer G. Marzougui S., Razakarisoa O., Millet M. (2013). Evaluation of Trichloroethylene vapour fluxes using measurements at the soil-air interface and in the atmosphere close to the soil surface. Geophysical Research Abstracts Vol. 15, EGU2013-10465, 2013, EGU General Assembly 2013, Vienna.
- Cotel S., Schäfer G., Traverse S (2013). Intercomparaison des flux de trichloréthylène gazeux mesurés avec différents dispositifs à l'interface sol-atmosphère et dans l'air atmosphérique proche surface /Intercomparaison of gaseous trichloroethylene fluxes measured at the soil-atmosphere interface with various devices and in the atmosphere close to the soil surface. International Conference Atmos'Fair, 25-26/09/2013, Paris.
- DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Final VIG, October 2011.
- Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates. J Air Waste Management Association. N°42. P1583 :1591
- Hartman, B. (2003). How to Collect Reliable Soil-Gas Data for Risk Based Applications. Part 2: Surface Flux-Chamber Method. LUSTLine Bulletin 44. August.
- INERIS (2013). Mode opératoire – apports et limitations de l'analyse des gaz du sol. Projet ATTENA – phase 2. Janvier 2013 (draft-V2) INERIS (O. Bour) pour le compte de l'ADEME
- ITRC (2007). Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. VI-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Vapor Intrusion Team. www.itrcweb.org.
- Jellali, S. (2000). Pollution d'aquifères poreux par les solvants chlorés, mécanismes de transport avec échanges entre phases, expérimentations sur site contrôlé avec le trichloréthylène. Ph.D. thesis. University of Louis Pasteur. Strasbourg. France.
- Jellali, S., H. Benremita, P. Muntzer, O. Razakarisoa, and G. Schäfer. (2003). A large-scale experiment on mass transfer of trichloroethylene from the unsaturated zone of a sandy aquifer to its interfaces. J. Contam. Hydrol. 60:1-2:31-53.
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991). Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, Environmental Science & Technology 25:1445-1452
- Kienbusch (1985). Measurement of gaseous emissions rates form land surfaces using an emission isolation flux chamber. User's Guide. EPA. PB 86-223161. Décembre 1985
- Kienbusch (1985). Validation of flux chamber emission measurement on soil surfaces. EPA, EMSL, contract 68-02-3889. Décembre 1985
- Leyris C (2000). Etude de l'émission d'odeur par des sources surfaciques passives. Mémoire de doctorat. Université d'Aix Marseille 1. 167 pp



- Majewski M.S., Glotfelty D.E. and Seiber J.N. (1989). A comparison of the aerodynamic and the theoretical-profile-shape methods for measuring pesticide evaporation from soil, *Atmos. Environ.* 23, p. 929-938
- Parmele L.H., Lemon E.R. and Taylor A.W., (1972) Micrometeorological measurement of pesticide vapor flux from bare soil and corn under field conditions, *Water, Air, and Soil Pollution I*, p. 433-451
- Pokryszka Z., Tauziède C. (1999) Method of measuring surface emissions of methane. *Int. Conf on latest achievements in the field of mine ventilation, fire and methane hazard fighting*, April 1999, Szczyrk, Poland.
- Pokryszka Z., Tauziède C., Cassini Ph. (1995) Developpement and validation of a method for measuring biogas emissions using a dynamic chamber. *5th International Landfills Conference - Sardinia'95*, Cagliari, 1995
- SAM Manual (2011) Site investigation techniques. Site assessment and Mitigation Manual. Section 5. Revised 8-2011
- Sandy A.L., Guo J., Miskewitz R.J., McGillis W.R., and Rodenburg L.A. (2013), Mass transfer coefficients for volatilization of polychlorinated biphenyls from the Hudson River, New-York measured using micrometeorological approaches, *Chemosphere* 90, p. 1637-1643



CHAPITRE 6

MESURES DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR

6. MESURE DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR

Ce chapitre propose un cadre méthodologique pour le diagnostic de la qualité de l'air en fonction des objectifs du maître d'ouvrage. Les recommandations formulées au § 6.5 sont précédées du descriptif des paramètres d'influence (§ 6.4). Le § 6.6 synthétise les réponses apportées et les limites des mesures de concentrations dans l'air ainsi que les interactions avec les mesures dans les autres compartiments et avec la modélisation.

Ne sont pas traités dans ce chapitre les aspects méthodologiques concernant le choix (i) les méthodes actives (sur/sans adsorbant) ou passives, (ii) des supports adsorbants et (iii) des paramètres d'influence spécifiques aux choix des supports. Si implicitement les recommandations formulées sur les durées de prélèvement vont orienter le choix de la méthode d'échantillonnage, cela n'est pas développé ici. Des éléments de réponses sont apportés en annexe 5 traitant de la quantification des polluants par différentes méthodes d'échantillonnage.

La place donnée dans ce chapitre aux mesures de concentrations dans l'air extérieur est très limitée. A la différence de l'air intérieur, ce milieu est généralement moins impactant en terme sanitaire vis-à-vis d'une pollution des sols, ce qui s'explique par une dilution par le vent nettement plus importante que le renouvellement de l'air intérieur (le facteur de dilution par le vent est souvent, en ordre de grandeur, plus de 1000 fois supérieur à celui occasionné par un renouvellement d'air classique³²). Ainsi, si des recommandations générales sont présentées au § 6.3, celles-ci n'ont pas fait l'objet de travaux de recherche spécifiques.

Enfin, il est important de noter que la variabilité temporelle et spatiale des concentrations dans l'air intérieur mesurée sur le site atelier FLUXOBAT et présentée dans ce chapitre ne peut se transposer à d'autres sites. En effet, elle est étroitement liée à la localisation de la source de pollution, la lithologie, les hétérogénéités de la dalle et les mouvements de l'air à l'intérieur du bâtiment.

6.1. LES DIFFÉRENTS OBJECTIFS DES MESURES

Que ce soit dans l'air intérieur ou dans l'air extérieur, les mesures de concentration répondent à différents objectifs. Comme pour la majorité des diagnostics (gaz des sols, flux), les mesures de concentrations dans l'air font l'objet d'un approfondissement progressif et proportionné à la problématique du site, ce dont rendent compte les différents objectifs mentionnés en Figure 61.

Dans les bâtiments, les mesures de concentrations dans l'air sont généralement réalisées lorsque ceux-ci sont utilisés dans le cadre des IEM (interprétation de l'Etat des Milieux) mais peuvent l'être également quand la question de la conservation d'un bâtiment d'une friche se pose (dans le cadre d'un Plan de Gestion). Si dans le premier cas, un renouvellement d'air et un chauffage existent, dans le second cas, le bâtiment n'est pas chauffé et présente une ventilation naturelle qui sera différente de celle existante à l'issue de son réaménagement.

Dans l'atmosphère, les mesures de concentration sont réalisées tant sur des sites en friche que sur des sites réaménagés et la concentration est utilisée dans le cadre des IEM et Plan de Gestion pour estimer l'impact du site sur son environnement existant et sur les futures populations qui fréquenteront les lieux. Il est important de noter que, compte tenu de la dilution importante par le vent, l'impact de la pollution du milieu souterrain sur l'air atmosphérique est généralement très inférieur à celui sur l'air intérieur pour des nouveaux bâtiments (cela peut ne pas être le cas pour des bâtiments anciens fortement ventilés et sans chauffage).

³²Calcul réalisé sur une section de 100 m² sous le vent (10mètres au sol et 10 mètres de haut) pour un vent moyen de 2 m/s et un renouvellement d'air réglementaire de l'habitat de 12 j⁻¹

La Figure 61 reprend les questions de la maîtrise d'ouvrage, les prestations concernées décrites dans la norme NFX 31-620 (2011) et les objectifs spécifiques des mesures de concentration dans l'air intérieur. La numérotation utilisée reprend celle présentée en Figure 6, ainsi, les numéros (1) et (2) qui concernent la localisation de la source ou du panache de pollution dans les sols ne sont pas repris.

Hormis la prestation de levée de doute (LEVE), les mesures de concentrations dans l'air sont utiles pour répondre partiellement ou intégralement aux questions posées et ceci à travers les actions suivantes.

Dans tous les cas, la mise en œuvre de mesures de concentration dans l'air devra être progressive et proportionnée à la situation.

3) a-Evaluer l'existence ou non d'un transfert

Si les premières mesures de concentrations dans l'air peuvent permettre d'identifier les situations « à problème », elles ne sont souvent pas suffisantes pour conclure sur l'absence d'un transfert, mais permettent d'apprécier la pertinence ou non de l'approfondissement des connaissances.

b- Identifier les zones émissives et d'accumulation

Si un impact significatif dans l'air intérieur est mesuré, la discrimination des voies d'entrée de la pollution pourra être recherchée soit par des mesures discrètes dans l'air à proximité des zones d'intrusion suspectées, soit par des mesures de flux surfaciques (voir § 5) Ces diagnostics permettent de dimensionner les campagnes dédiées à l'évaluation des expositions.

Parallèlement, en cas de situation nécessitant la mise en œuvre de mesures de gestion, leur dimensionnement nécessitera de comprendre les raisons de cette situation dégradée. Dans la grande majorité des cas, des diagnostics spécifiques apporteront un éclairage sur les variations spatiales (des zones sources, des transferts et des impacts) et les éventuelles variations temporelles.

4) Evaluer les expositions des populations

Cet objectif est celui qui est le plus communément recherché lors des mesures de concentrations dans l'air. En particulier, les exigences réglementaires de suivi de la qualité de l'air intérieur et les recommandations de la majorité des normes ou guides existants reposent sur cet objectif.

5) Vérifier l'atteinte des objectifs des mesures de gestion

Pour un bâtiment existant ou pour une atmosphère extérieure, le bon achèvement des mesures de gestion pourra être vérifié par les mesures de concentrations résiduelles dans l'air. Si les mesures de gestion touchent le traitement de la source de pollution, elles seront complémentaires à celles dans les gaz de sol ou à des mesures de flux à l'interface sol-atmosphère.

6) Suivre l'évolution de la qualité des milieux (vérifier l'évolution)

Cette surveillance poursuit l'évaluation des expositions des populations. Elle permet d'apprécier la variabilité temporelle des impacts et leurs éventuelles évolutions sur plusieurs années.

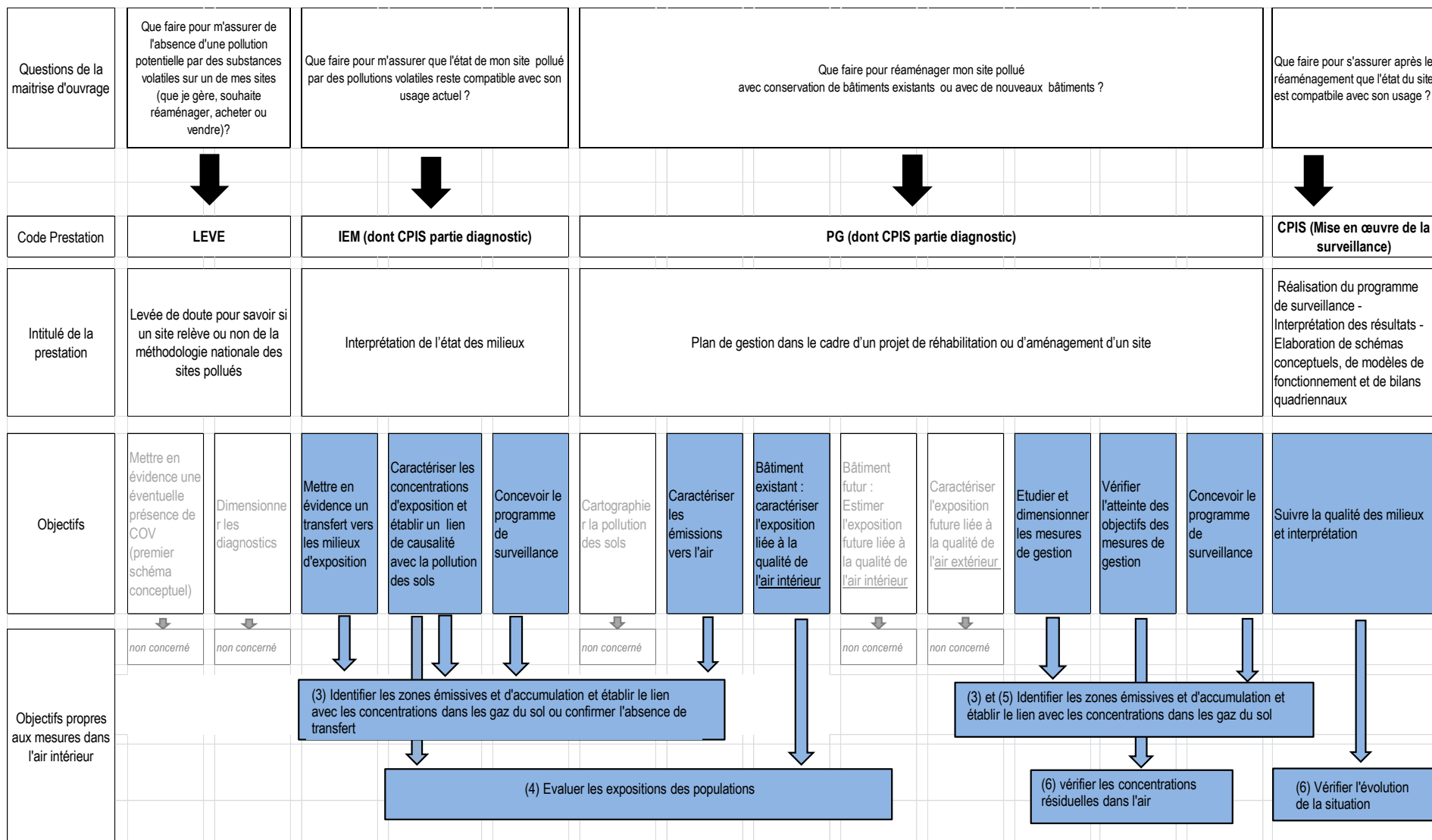


FIGURE 61 – MESURES DE CONCENTRATION DANS L’AIR INTERIEUR : QUELS OBJECTIFS ?



Il est à noter que l'atteinte des objectifs présentés en Figure 61 peut nécessiter la réalisation :

- d'autres mesures (concentrations dans d'autres milieux ou mesures de paramètres physiques). En particulier, compte tenu de la variabilité temporelle des concentrations dans l'air intérieur (voir § 6.4.1), la connaissance simultanée des concentrations dans les gaz de sol peut se révéler utile (voir § 4.6.2).
- de modélisations pour aider à l'interprétation des mesures (voir § 5).

Il est nécessaire, dans toute étude visant à la réalisation de telles mesures, de bien préciser les objectifs préalablement aux prélèvements. Les spécificités du site et de la pollution ainsi que les contraintes temporelles et financières de la maîtrise d'ouvrage permettront de dimensionner la campagne et de préciser l'exploitation possible des résultats et les limites d'interprétation (voir § 6.5.5).

6.2. LE CADRE REGLEMENTAIRE, NORMATIF ET LES METHODES EXISTANTES

6.2.1. Cadre réglementaire

Celui-ci est décrit en détail dans le § 1.2.2. Ne sont présentés ci-dessous que les éléments structurants complétés des prescriptions techniques éventuelles quant aux diagnostics et à la surveillance.

Air intérieur

La préoccupation de santé publique que constitue la qualité de l'air intérieur est encadrée par la loi du 12 juillet 2010 et le Code de l'Environnement (articles L221-7 à 10) qui édicte le principe de la surveillance de la qualité de l'air intérieur pour les établissements recevant du public (ERP) (décret n°2011-1728, 2011).

La mesure et les actions associées à la présence de pollution dans l'air intérieur sont réglementées à l'heure actuelle en France pour ces seuls établissements. Parmi les polluants d'intérêt pour ce guide (les COV) pouvant provenir du milieu souterrain, seul le benzène est réglementé³³.

Le décret n°2012-14 du 5 janvier 2012 qui encadre la surveillance de la qualité de l'air intérieur des ERP précise entre autres les modalités concernant le nombre de points de mesures, les méthodes, la durée et fréquence de prélèvement³⁴ et l'évaluation des moyens d'aération.

Deux circulaires par ailleurs formulent des recommandations sur les diagnostics et/ou leur interprétation, il s'agit :

- de la circulaire interministérielle du 4 mai 2010 qui concerne les diagnostics des sols au droit des écoles installées sur des sites à passif environnemental (et donc potentiellement pollués). Elle présente dans ses annexes des éléments méthodologiques sur les diagnostics spécifiques à mettre en œuvre ;
- de la circulaire du 16 aout 2013 d'application de l'arrêté du 5 décembre 2012 relative aux installations de nettoyage à sec formule des exigences en termes de méthode et durée de prélèvements³⁵.

Les valeurs de gestion ou valeurs guides pour les concentrations dans l'air intérieur sont établies par le Haut Conseil de Santé Public (HCSP) ou par l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES). Celles-ci sont présentées en annexe 4 et

³³ La liste des polluants réglementés dans l'air intérieur est la suivante : monoxyde de carbone, dioxyde de carbone, amiante, radon, formaldéhyde, benzène.

³⁴ les prélèvements passifs doivent être réalisés sur des durées de 4,5 jours sur deux périodes espacées de 5 à 7 mois dont l'une en période de chauffage. Si elle concerne actuellement le benzène et le formaldéhyde, le tétrachloroéthylène va être intégré pour les établissements contigus à des installations employant cette substance.

³⁵ Prélèvement passif sur une durée d'intégration de 7 jours

concernent à l'heure actuelle parmi les COV pouvant provenir du milieu souterrain le benzène, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le naphthalène. Dans le cadre des études de type IEM, ces valeurs de gestion ou valeurs guides sont utilisées pour apprécier l'acceptabilité des expositions des populations en cas de surexposition par rapport à la population générale (notion de bruit de fond).

Air extérieur

La Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie du 30 décembre 1996 reconnaît un droit fondamental pour le citoyen : " respirer un air qui ne nuise pas à sa santé " (art.1). Elle met l'accent sur la surveillance de la qualité de l'air et définit le Plan Régional de la Qualité de l'Air et le Plan de Protection de l'Atmosphère.

Vis-à-vis de la surveillance des polluants et des concentrations, la réglementation transpose en droit français les textes réglementaires européens (directive n°2008/50/CE et décrets associés)

La réglementation existante s'attache à connaître et améliorer la qualité de l'air ambiant (extérieur) à l'échelle régionale et à l'échelle locale (agglomération, quartier) vis-à-vis des populations ou des sources de pollutions en présence (axes de transport, industries, ...). Au droit des sites où la source de pollution est présente dans les sols, les valeurs réglementaires de concentration pour la population générale s'appliquent, celles-ci ne concernent cependant que le benzène^[1] parmi les COV pouvant provenir d'une pollution du milieu souterrain.

Concernant les protocoles de prélèvements pour l'évaluation des expositions des populations, la réglementation est suffisamment souple pour que celle-ci puisse s'appliquer à des sources de pollution provenant du sol. Il est à noter que la réglementation impose que les mesures indicatives soient réalisées sur des durées de prélèvement représentant à minima 14 % du temps de référence des valeurs guides auxquelles les mesures seront comparées. Ainsi, si l'air extérieur représente un enjeu significatif lié à la pollution du sol, des prélèvements de 2 semaines à chaque saison (soit quatre par an) pourront être réalisés.

6.2.2. Cadre normatif

Air intérieur

Si les mesures de concentrations en COV dans l'air intérieur font l'objet de nombreuses normes (voir INERIS, 2010), la plupart d'entre elles reposent sur des méthodes ou des supports de prélèvement spécifiques (par pompage ou par diffusion passive) ou sur des méthodes analytiques. L'analyse des méthodes de prélèvement, des différents supports ou méthodes d'analyses n'étant pas l'objet de ce guide, ces normes ne sont pas présentées. Cependant, certaines normes comprennent des éléments de stratégies d'échantillonnage et d'interprétation des mesures. En France, c'est le cas des normes NF EN ISO 16000- 1 à -6 (2004 à 2011) et XP X43-402 (1995). En particulier, les normes XP X43-402 et NF EN ISO 16000 -5 présentent des stratégies de mesure en lien avec différents objectifs :

- vérification du respect des valeurs guide,
- dosage de la concentration moyenne sur une période relativement longue,
- dosage des concentrations dans des conditions particulières,
- identification des sources,
- vérification du succès des actions correctives.

Les recommandations vis-à-vis des périodes et fréquences de mesures, du nombre et de l'implantation des points de prélèvement sont présentées au § 6.5, celles concernant la connaissance des paramètres d'influence avant et durant les mesures sont présentées au § 6.5.5.

Le cadre normatif français pour les COV est généralement associé à l'évaluation de l'exposition des populations sans prise en compte de la source de contamination de l'air (ici le milieu souterrain). Ainsi, une attention particulière dans le dimensionnement et dans l'interprétation de telles mesures

^[1] A l'heure actuelle, sont réglementés le monoxyde de carbone, le benzène, le benzo(a)pyrène, les PM10 et PM2.5, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, arsenic, cadmium, nickel, plomb et ozone



devra être portée lors de l'application de ces normes. En France, à l'initiative du Ministère en charge de l'environnement, des réflexions sont actuellement en cours pour la normalisation des prélèvements d'air intérieur et extérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines.

Normes concernant le radon

Par ailleurs, compte tenu des analogies entre les transferts de COV et de radon du milieu souterrain vers l'air intérieur (voir §1.2.3), il peut être utile de s'appuyer sur les lignes directrices de ces normes. Pour la mesure du radon dans l'air intérieur, les normes produites en 2012 et 2013 sont les parties 1 à 8 des normes NF EN ISO 11665 (mesurage de la radioactivité dans l'environnement – air : radon 222). Les parties 9 à 11 sont en cours d'élaboration.

La norme NF EN ISO 11665-1 précise en particulier que la mise en place de la stratégie d'échantillonnage passe par (i) l'analyse des connaissances existantes, (ii) une première connaissance du site et des voies d'intrusion gazeuse des pollutions (une visite de site est nécessaire à ce stade) et (iii) la définition des objectifs des mesures.

Les recommandations de ces normes s'articulent en particulier autour des objectifs à atteindre et de la variabilité temporelle des concentrations, distinguant les mesures « rapides » de diagnostic (NF EN ISO 11665-6) ne pouvant être extrapolées pour l'évaluation de l'exposition, les mesures permettant de rendre compte de la variabilité hebdomadaire ou de l'exposition annuelle (NF EN ISO 11665-4) et les mesures en continu associées à la compréhension des mécanismes (NF EN ISO 11665-5, -6 et -7).

Enfin, la norme NF EN ISO 11665-8 précisant les méthodologies appliquées aux investigations initiales ou « dépistage » et complémentaires définit la notion de zones homogènes qui est reprise dans ce guide pour le dimensionnement des diagnostics de concentration dans l'air (voir § 6.5.1) et des diagnostics de flux (voir § 5.4.3).

Air extérieur

Pour la mesure de COV dans l'air extérieur, de nombreux documents cadres existent également, les annexes de la directive 2008/50/CE explicitant des éléments de méthode de mise en œuvre. Cependant, compte tenu de l'échelle spatiale très différente de celle concernant l'impact des pollutions de sol d'un site, cette réglementation présente un intérêt limité.

Des recommandations dans les normes précitées pour l'air intérieur sont également formulées pour les mesures de concentration dans l'air extérieur. Les prélèvements ainsi réalisés ont pour objectif de connaître la qualité de l'air participant à la ventilation du bâtiment.

6.2.3. Guides en France, aux Etats-Unis et au Canada

La mesure des concentrations de COV dans l'air intérieur, en France, est largement encadrée par des guides³⁶ [nombreux documents du LCSQA et de l'INERIS ; guide INVS, 2010...] mais qui ne sont pas spécifiques à une origine de la pollution dans les sols.

Le guide produit par le Ministère de la santé et l'INVS pour la gestion de la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant du public (INVS, 2010) n'est pas spécifique à la problématique de transfert de pollution depuis le milieu souterrain, mais les objectifs et certains schémas décisionnels peuvent aider à la stratégie à mettre en œuvre dans le contexte du guide FLUXOBAT. Mentionnons en particulier (i) la mesure de l'exposition des populations (plusieurs campagnes (variabilité saisonnière) sont recommandées), (ii) la mesure de diagnostic pour apprécier les émissions des sources et les voies d'entrées des polluants, et (iii) les mesures avant/après pour apprécier l'efficacité des mesures de gestion.

Les orientations spécifiques des mesures en lien avec la pollution du milieu souterrain sont précisés dans un guide [INERIS, 2010, en cours d'actualisation par l'INERIS] qui présente les éléments de la stratégie d'échantillonnage dont la visite de site (le questionnaire est repris et complété en annexe 3 du présent guide) ainsi que les différents supports de prélèvements utilisables.

³⁶ces documents sont listés dans le guide INERIS (2010)

Les Etats-Unis ont produit ces dernières années de nombreux guides sur l'évaluation de l'intrusion de vapeurs dans l'air intérieur qui formulent des recommandations méthodologiques particulièrement utiles [ITRC (2007), MADEP (2011), OHIO EPA (2010), DTSC (2011), OSWER (2013), Santé Canada (2010), etc.]. Compte tenu de la multiplicité des guides, une restitution exhaustive ne peut être faite ici. Sont présentés dans les § 8.3 et 8.4 les éléments principaux appuyant les recommandations formulées dans le guide FLUXOBAT.

Il est à retenir que tous ces documents mettent en avant la première étape de définition des objectifs. L'établissement de la stratégie d'échantillonnage et du plan d'échantillonnage passe également par :

- l'analyse du contexte et des connaissances existantes (caractéristiques du site, du bâti, des usages, des zones d'intrusion gazeuse et de la pollution) faisant référence à une visite du site et éventuellement à des premières mesures de screening (voir § 6.5.1),
- l'analyse de la faisabilité technique, temporelle et financière. En particulier, le planning des travaux de construction ou de réhabilitation pourra conduire à ne pas pouvoir réaliser plusieurs campagnes de mesure à différentes saisons (voir § 6.5.2).

6.3. RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES POUR LES MESURES DANS L'AIR EXTÉRIEUR

Comme mentionné en introduction du chapitre, l'air extérieur est vis-à-vis des pollutions provenant du sol moins impactant en termes sanitaire que l'air intérieur, ce qui s'explique par une dilution par le vent très importante.

Les concentrations dans l'air extérieur proche surface sont fortement décroissantes quand on s'éloigne de la surface du sol (profil proche d'un profil logarithmique) et cela pour l'ensemble des conditions aérodynamiques rencontrées lors des expériences sur la plateforme SCERES (conditions extrêmes présentées ci-contre).

N.B. La diminution globale dans le temps des concentrations dans l'air extérieur est liée à un appauvrissement du panache de polluant dans le sol.

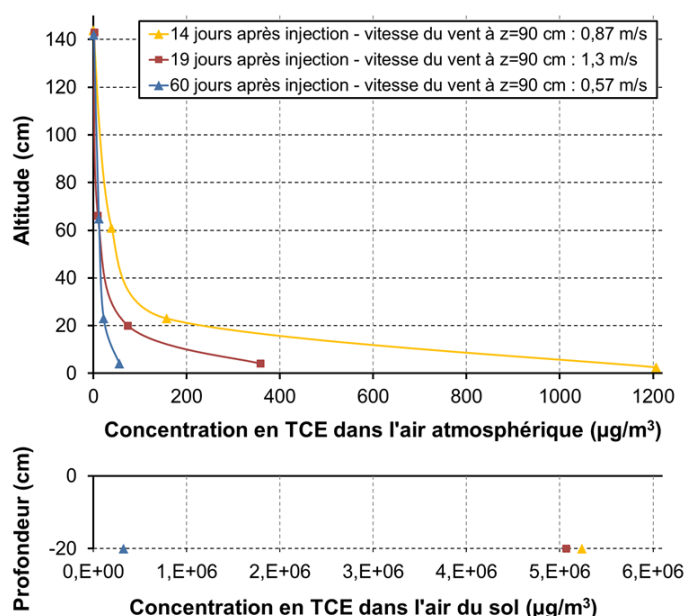


FIGURE 62 – INFLUENCE DU VENT SUR LES PROFILS DE CONCENTRATION DANS L'AIR EXTÉRIEUR PROCHE SURFACE (SCERES)

Ainsi, entre les concentrations dans les gaz du sol (mesurées à 20cm de profondeur) et celles dans l'air atmosphérique (mesurées à 5 cm de hauteur), l'abattement moyen de concentrations est d'un peu moins de 4 ordres de grandeur tandis qu'entre ces mêmes concentrations dans les gaz de sol et celles mesurées dans l'air atmosphérique à 140 cm de hauteur, l'abattement moyen est d'un peu plus de 5 ordres de grandeur. Les abattements sont sensiblement plus importants 19j après injection qu'aux 2 autres dates illustrant la dilution plus importante des concentrations émanant du sous-sol en conditions de vent fort.

Parce que l'air extérieur n'est pas un compartiment pour lequel le projet FLUXOBAT a permis d'apporter des enseignements quant aux protocoles à mettre en œuvre, mise à part pour l'estimation des transferts (voir le § 7 dédié aux mesures de flux), les recommandations formulées ci-dessous sont issues des guides, normes existants (voir § 8.2) et du retour d'expérience des partenaires de FLUXOBAT.

Généralement, dans le contexte du guide FLUXOBAT, les mesures de concentrations dans l'air extérieur sont réalisées pour :

- évaluer la contribution de l'air extérieur sur la qualité de l'air intérieur,
- évaluer les expositions des populations présentes en dehors des bâtiments.

6.3.1. Évaluer la contribution de l'air extérieur sur la qualité de l'air intérieur

Pour le premier objectif, les mesures à réaliser auront les mêmes durées que les prélèvements d'air intérieur et seront réalisées sur les mêmes périodes. Les points de mesures devront se situer au niveau des entrées d'air neuf du bâtiment à une distance jugée raisonnable, soit entre 2 et 5 mètres (XP X43-402).

6.3.2. Évaluer les expositions des populations

Dimensionnement de la campagne de mesure

Pour cet objectif, le dimensionnement de la campagne de mesure est fortement dépendant du site, de la localisation des populations concernées et des conditions météorologiques. Les éléments de dimensionnement et d'interprétation sont formulés ci-dessous.

Comme pour l'air intérieur, la représentativité temporelle de la concentration mesurée nécessite des durées d'échantillonnage les plus longues possibles. Le choix des périodes de mesures dépend des conditions plus ou moins favorables à des concentrations élevées dans l'atmosphère. Celles-ci sont synthétisées dans le Tableau 22. L'analyse des activités dans l'environnement du site (par exemple la présence de travaux pouvant générer les mêmes pollutions que celles présentes sur le site) pourra conduire à reporter la campagne.

	Air extérieur	
	Plus favorable aux concentrations élevées	Moins favorable aux concentrations élevées
Saison	Été	Hiver
Température	T élevée	T basse
Pression	dépressionnaire	anticyclonique
Vent	Calme	Elevé
Sol	Sec	Saturé en eau
Niveau de la nappe	Niveau de nappe haut	Niveau de nappe bas

TABEAU 22 – IMPACT DES PARAMETRES D'INFLUENCE SUR LES CONCENTRATIONS DANS L'AIR EXTERIEUR

Pour le choix de la période de mesure, la variabilité des émissions vers l'atmosphère (documenté au § 7.4.3) conduit à formuler les mêmes recommandations que celles associées aux mesures de flux, à savoir :

- vis à vis de la pluviométrie, il est recommandé d'attendre plusieurs jours après un épisode de pluie. Dans la mesure où le temps nécessaire à l'équilibrage des profils de saturation en eau des sols est fortement dépendant de la lithologie, ce temps d'attente pourra varier

d'une journée pour des lithologies perméables à plus d'une semaine pour des lithologies peu perméables ;

- vis-à-vis de la température, essentiellement du fait de la modification des équilibres entre phases (voir §5.3.1), il conviendra de réaliser préférentiellement les mesures en été où les températures sont les plus élevées ;
- pour éviter que des différences de pression non maîtrisées viennent localement perturber les émissions et donc les concentrations, il convient d'éviter les périodes de vent élevés et des augmentations significatives de la pression atmosphérique.

Le choix de l'implantation du point de mesure est dépendant de la géométrie de la zone polluée, des directions du vent dominant, de la localisation des populations susceptibles d'être exposées et de sources externes pouvant interférer avec la pollution provenant du site. L'analyse de la rose des vents d'une station représentative du site permettra de positionner les points de mesures en aval éolien du site en présence de populations dans cette direction. Si les polluants du site sont des hydrocarbures pétroliers, il conviendra par ailleurs de s'éloigner des voies des circulations.

Enfin, le prélèvement devra être positionné à hauteur des voies respiratoires des populations ciblées.

Interprétation des mesures

Pour l'interprétation des concentrations dans l'air extérieur, les paramètres listés dans le Tableau 22 doivent être mesurés sur site durant les campagnes de mesures et pour la pluie les jours précédents afin d'en évaluer a posteriori la représentativité temporelle.

Il est également utile de mesurer la direction du vent. Celle-ci conditionne la représentativité spatiale du diagnostic, d'une part vis-à-vis de l'impact du site sur son environnement, et d'autre part vis-à-vis de l'exposition des populations. En effet, si le point de prélèvement a été implanté en fonction des vents dominants, c'est sa fréquence effective sous les vents durant la campagne par rapport à la fréquence moyenne annuelle qui permettra d'estimer si la concentration mesurée peut être considérée comme représentative.

6.4. LES PARAMETRES D'INFLUENCE POUR L'AIR INTERIEUR

Les conditions météorologiques impactent d'une part la migration des pollutions du sol vers l'air intérieur et l'air extérieur, et d'autre part la dilution de cette émission dans le compartiment atmosphérique. Les phénomènes sont présentés aux § 2.5 traitant des mécanismes, les paragraphes ci-dessous présentant les principaux éléments ayant une incidence sur la variabilité temporelle et la variabilité spatiale des mesures.

La pollution de l'air indépendante de la pollution dans le milieu souterrain est présentée au § 6.4.3 et dans les paragraphes dédiés à l'interprétation des mesures (§ 6.5.5).

6.4.1. Variabilité temporelle

Les concentrations dans l'air intérieur induites par la présence de pollution dans le milieu souterrain présentent des variations temporelles à plusieurs échelles : horaire, journalier saisonnier du fait des conditions météorologiques (vent, température, pression, pluie) et du mode d'utilisation des occupants (conditions de chauffage et de renouvellement d'air). Par ailleurs, les activités des occupants, les mobiliers, ou les revêtements peuvent également être sources d'un impact dans l'air intérieur venant s'ajouter et perturbant les interprétations de mesures (voir § 6.4.3).

Les mécanismes sont présentés dans le § 2. Les paragraphes ci-dessous viennent illustrer ces phénomènes à partir des mesures conduites sur le site atelier de FLUXOBAT.

Variations journalières des concentrations

La variation des concentrations dans l'air intérieur au sein d'une journée sont induites par les variations des conditions météorologiques et des pratiques des occupants vis-à-vis du renouvellement d'air. L'un comme l'autre ont un effet sur le renouvellement d'air (vent et ouverture/fermeture de portes ou d'ouvrants), sur la dépression entre l'air intérieur et l'air des sols sous-jacents (vent, gradient thermique, pression atmosphérique) et sur les mouvements d'air au sein du bâtiment.

L'amplitude de cette variabilité est dépendante du bâti, des sols et de la pollution. A l'échelle du site atelier FLUXOBAT, un suivi en continu des concentrations³⁷ a mis en évidence une amplitude de variations instantanées pouvant atteindre trois ordres de grandeur.

La figure ci-dessous montre les corrélations entre les variations de concentrations dans l'air intérieur et le vent (amplitudes et directions), la pression et les températures. Il est important de noter que ces variations ne sont pas nécessairement attribuables aux variations de flux de polluant mais également au mélange de l'air au sein du bâtiment.

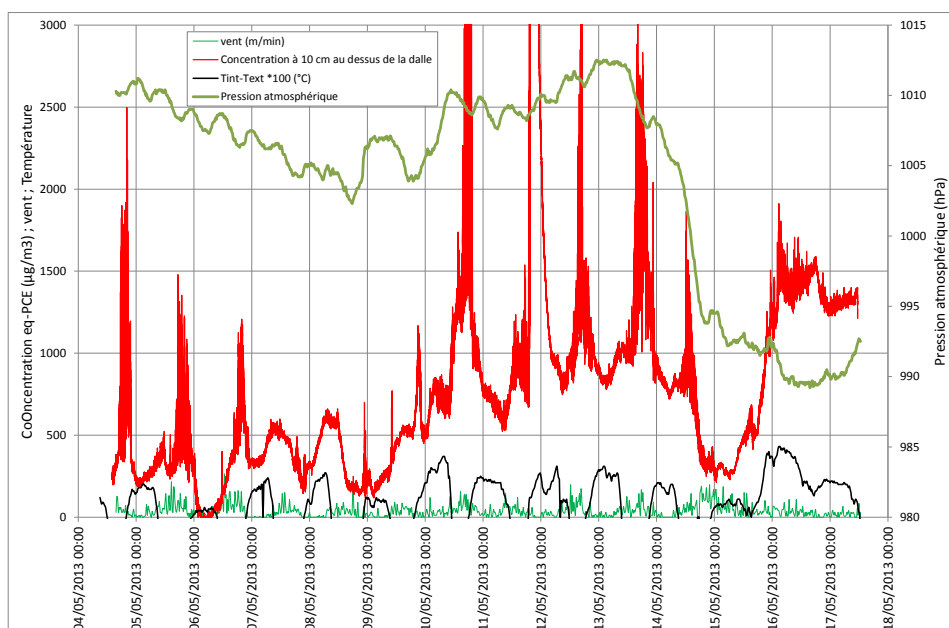


FIGURE 63 – INFLUENCE DU VENT ET DE LA PRESSION SUR LES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La pluie et la saturation en eau des sols

En fonction de la localisation du terme source dans le milieu souterrain, la pluviométrie et le profil de saturation en eau des terrains jouent un rôle important vis-à-vis des transferts vers l'air extérieur mais aussi vers l'air intérieur (voir § 2.5.5).

Le suivi en continu des concentrations dans l'air du site atelier de FLUXOBAT³⁸ associé aux enregistrements horaires de la pluie présenté en figure ci-dessous montre, au-delà de la variation journalière, une tendance à l'augmentation des concentrations après les épisodes pluvieux. La source de pollution est située en partie sous le bâtiment et en partie sous un appentis dans lequel la pluie s'infiltrait. Ainsi la pluie dans l'appentis a pu contribuer à provoquer un mouvement des gaz pollués vers le bâtiment attendant augmentant rapidement les transferts.

³⁷ Analyses en continu au PID (ppbV) dans l'air au centre de l'atelier 10 cm au-dessus du sol

³⁸ Les mesures ont été réalisées à l'aide d'un PID mini RAE avec une sensibilité au ppb. Les concentrations présentées sont exprimées en équivalent PCE.

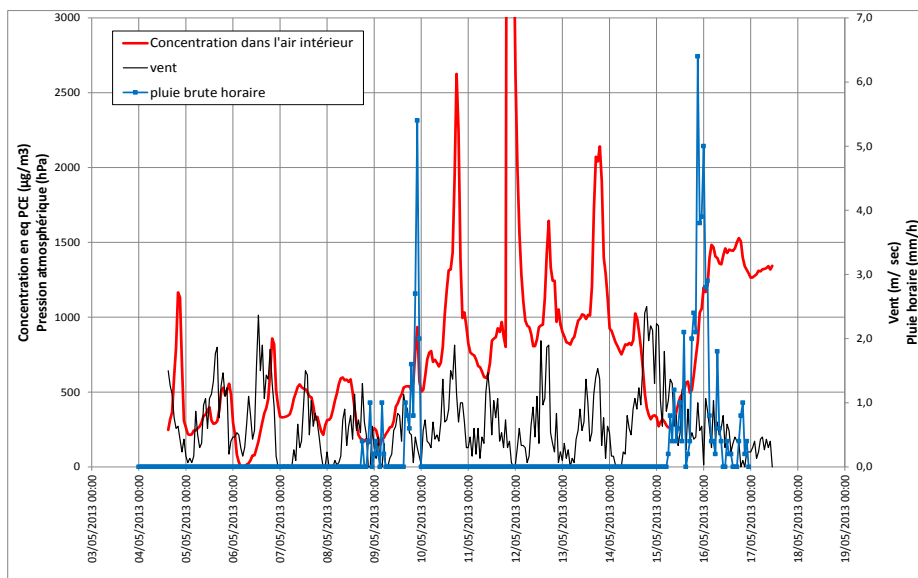


FIGURE 64 – INFLUENCE DE LA PLUIE SUR LES CONCENTRATIONS MESUREES DANS L’AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

L’amplitude de l’influence de la pluie mesurée sur le site atelier FLUXOBAT est étroitement liée à la localisation de la source de pollution, la lithologie et les caractéristiques de la dalle. Elle ne peut de ce fait être transposée à d’autres sites.

Dépression entre l’air intérieur et l’air extérieur

Pour le bâtiment, la dépression entre l’air intérieur et l’air extérieur occasionnée par l’effet du chauffage, du tirage thermique et de la convection forcée d’air (voir § 2.2) génère un flux convectif vers l’air intérieur. Les ordres de grandeur de dépressions théoriques sont présentés dans le Tableau 8. Sur le site atelier FLUXOBAT, elles ont varié entre 0,7 Pa en juin 2012 et 5 Pa en mars 2013.

L’effet de la dépression occasionnée par le chauffage sur les concentrations dans l’air intérieur mis en évidence³⁹ sur le site atelier FLUXOBAT est présenté en Figure 65 et en annexe 8.

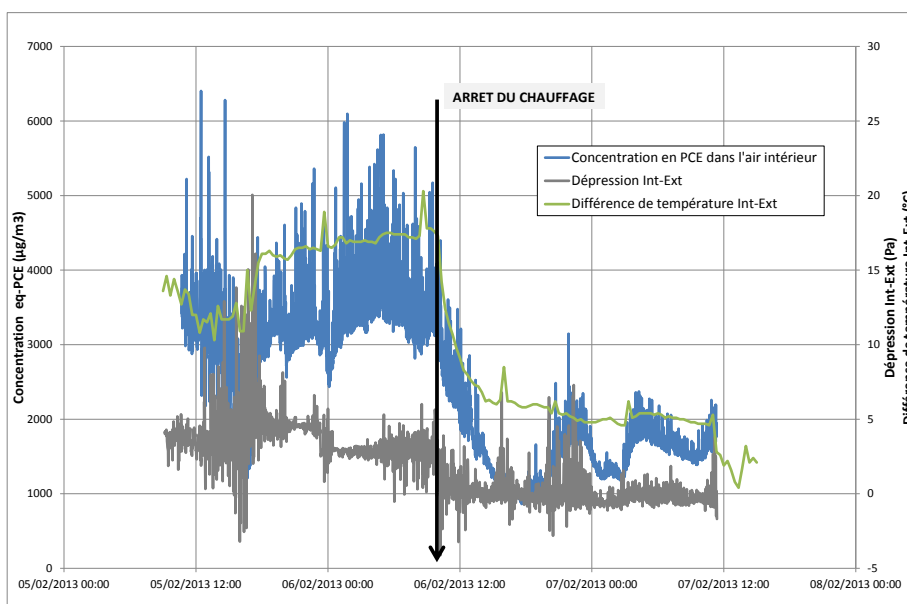


FIGURE 65 – INFLUENCE DU CHAUFFAGE ET DE LA DEPRESSION OCCASIONNEE SUR LES CONCENTRATIONS MESUREES DANS L’AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

³⁹ Les mesures ont été réalisées à l’aide d’un PID mini RAE avec une sensibilité au ppb. Les concentrations présentées sont exprimées en équivalent PCE

La Figure 65 montre, au-delà de la variation journalière, une nette diminution des concentrations dans l'air intérieur après l'arrêt du chauffage du local. La dépression réduite de 4,5 à 0 Pa génère une diminution de la concentration dans l'air intérieur proche d'un facteur 3.

Ce constat tend à mettre en évidence une part significative de flux convectif vers l'air intérieur.

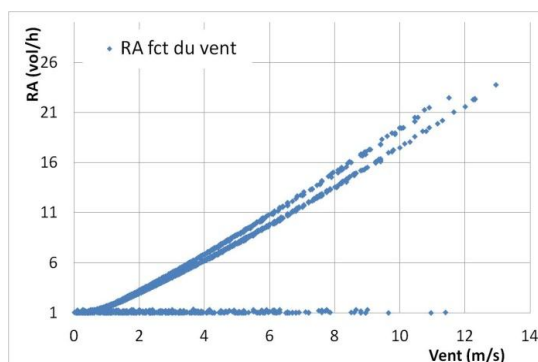
L'amplitude de l'influence de la dépression sur les concentrations dans l'air intérieur ne peut être évaluée a priori, elle est dépendante de la perméabilité des sols et de la dalle et également du flux diffusif de polluant jusqu'à la zone d'influence du bâtiment. Ce dernier vient limiter l'apport de polluant depuis la source.

Le vent et le tirage thermique

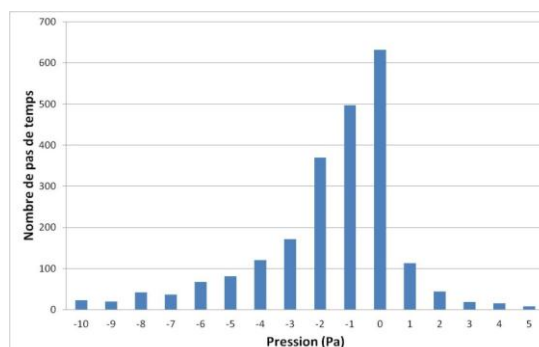
Vis-à-vis de l'air intérieur, le vent sur les façades du bâtiment va générer une différence de pression entre l'air de part et d'autre de la paroi (dont l'amplitude est dépendante de la perméabilité de l'enveloppe du bâtiment), favorisant ainsi la dépression du bâtiment par rapport à son environnement extérieur. Le vent favorise donc une plus forte émission du milieu souterrain vers l'air intérieur. Cependant, comme cela est le cas sur le site atelier FLUXOBAT, pour des bâtiments peu étanches à l'air, le vent vient également impacter le renouvellement d'air du bâtiment (généralement en l'augmentant par des débits traversants) entraînant des difficultés d'interprétation.

Les Figure 66 et Figure 67 présentent les résultats d'une modélisation nodale du site atelier FLUXOBAT réalisée pour apprécier l'effet du vent et du tirage thermique sur le renouvellement d'air⁴⁰ (Powaga et Perronnet, 2013).

La Figure 66 distingue l'effet de l'amplitude du vent en fonction de sa provenance pour un tirage thermique inférieur à 3°C. Sur le site atelier, les façades Est et Ouest sont protégées du vent par la continuité avec d'autres bâtis, ce qui explique l'absence d'influence. Pour les autres directions, sur le site atelier, une augmentation de l'amplitude du vent de 1 à 3 m/s conduit à une augmentation du renouvellement d'air d'un facteur 4. Il est à noter que ce fort impact est lié au fait que ce bâtiment est très perméable à l'air. Vis-à-vis des différences de pression, celles-ci demeurent en majorité faible (inférieures à 2 Pa pour 70% des vents).



(a) Influence du vent sur le renouvellement d'air

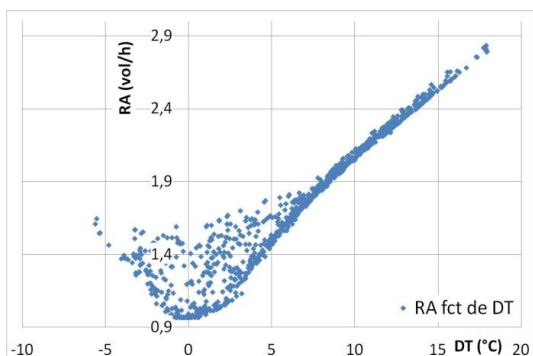


(b) Influence du vent sur la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur

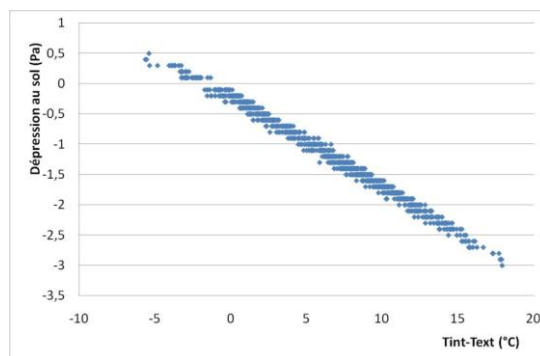
FIGURE 66 – INFLUENCE DU VENT SUR LE RENOUVELLEMENT D'AIR ET LA DEPRESSION DE L'AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La Figure 67 a été réalisée pour des vents inférieurs à 1 m/s. Pour des différences de température supérieures à 5°C, une droite se dessine clairement, permettant de relier une différence de température à un niveau de renouvellement d'air. Pour les différences de température inférieures à 5°C, la relation entre le tirage thermique et le renouvellement d'air devient moins nette. En effet, lorsque le tirage thermique devient faible, l'effet du vent (même inférieur à 1 m/s) n'est plus négligeable.

⁴⁰ L'indice de perméabilité à l'air, $Q(4Pa/surf)$ qui est le débit de fuite sous 4 Pa divisé par la surface de parois froides (au sens de la RT 2005, hors plancher bas) a été estimé sur le site compris entre 21 et 25 $m^3/h/m^2$, ce qui correspond à un bâtiment est très perméable à l'air.



(a) Influence du tirage thermique sur le renouvellement d'air



(b) Influence du tirage thermique sur la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur

FIGURE 67 – INFLUENCE DU TIRAGE THERMIQUE SUR LE RENOUELEMENT D’AIR ET LA DEPRESSION DE L’AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

L’influence du vent et du tirage thermique sur les concentrations dans l’air intérieur ne peuvent être évaluées a priori, elles sont dépendantes de la perméabilité du bâtiment et de la propagation de la différence de pression à travers la dalle. Ainsi, les éléments présentés ci-dessus ne peuvent être transposés à d’autres situations.

Synthèse

L’influence de multiples variables sur les concentrations dans l’air intérieur - expliquée au §6.4 et illustrée ci-avant des mesures et modélisations sur le site atelier de FLUXOBAT – met en évidence l’importance de la représentativité temporelle des mesures. Celle-ci doit être questionnée au moment du dimensionnement de la campagne (le choix de la période et la durée de prélèvement sont présentés au § 6.5.2) et au moment de l’interprétation des mesures.

Afin d’en faciliter l’interprétation, sont présentés dans le Tableau 23 les conditions favorables à des concentrations élevées. Ces éléments pourront servir à situer les diagnostics réalisés vis à vis de périodes propices ou non aux transferts et à l’accumulation des polluants dans l’air. Compte tenu de la spécificité de chaque site, il ne peut être proposé une aide à l’interprétation plus approfondie.

	Air intérieur	
	Plus favorable à des concentrations élevées	Moins favorable à des concentrations élevées
Saison	Fin d’hiver – début de printemps	Été
Température	$T_{int} > T_{ext}$	$T_{int} < T_{ext}$
Pression	$P_{int} < P_{ext}$	$P_{int} > P_{ext}$
Vent	Stable et relativement élevé (sauf pour des bâtiments non étanches)	Calme
Pluie	les jours précédents les mesures	Sec
Niveau de la nappe	Niveau de nappe haut	Niveau de nappe bas
Ouverture des portes et fenêtres vers l’extérieur	Fermées	Ouvertes
Chauffage	En marche	A l’arrêt
Ventilation mécanique	A l’arrêt	En marche

TABLEAU 23 – IMPACT DES PARAMETRES D’INFLUENCE SUR LES CONCENTRATIONS DANS L’AIR INTERIEUR (A PARTIR DE OHIO EPA DEER, 2010 ET MADEP, 2011)

6.4.2. Variabilité spatiale

Dans un bâtiment, la variabilité spatiale des concentrations peut être importante. Elle est essentiellement induite par l'hétérogénéité de la pollution sous bâti, les différences d'interface entre le bâtiment et le sol, les voies préférentielles de transfert et les conditions de mélange et de dilution des pollutions dans l'air.

Sur le site atelier FLUXOBAT (surface et volumes respectifs de 168 m² et 828 m³) où des mesures ont été réalisées en 5 points et 4 hauteurs, les écarts entre les concentrations dans l'air intérieur en ces différents points étaient importants (facteur 9 en mars 2012 en présence de chauffage et d'une ventilation par extraction mécanique et facteur 69 en juin 2012 en présence d'une extraction mécanique).

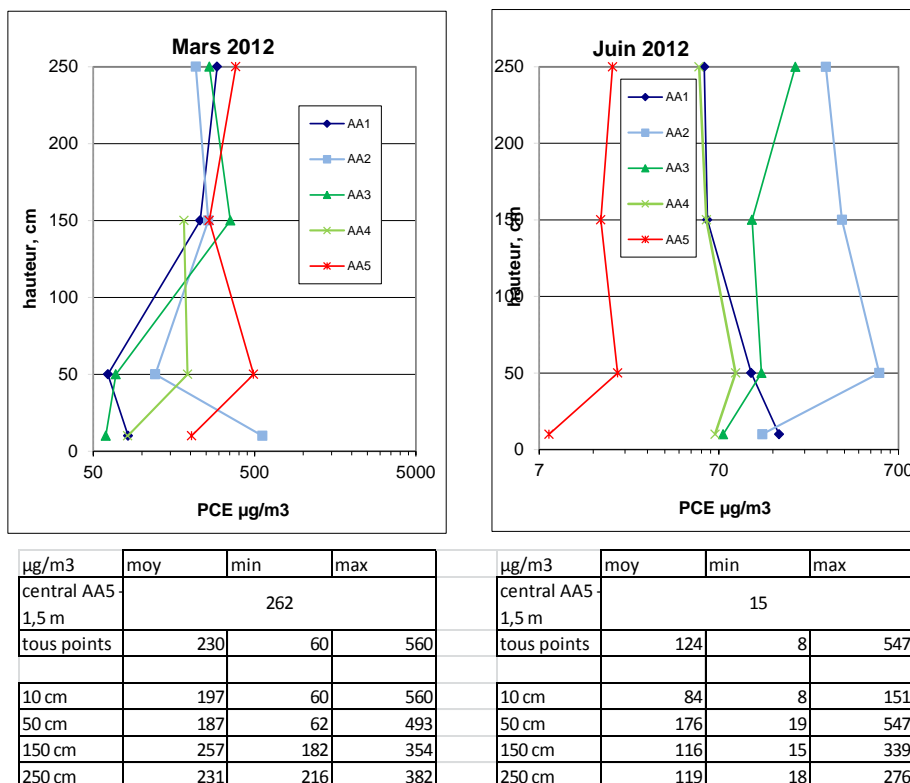


FIGURE 68 – VARIATIONS SPATIALES DES CONCENTRATIONS EN PCE DANS L’AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Les paragraphes ci-dessous présentent des éléments d’appréciation de cette variabilité spatiale, que ce soit vis à vis des flux vers l’air intérieur ou du mélange au sein du bâtiment.

Source de pollution sous le bâtiment

Le panache de concentrations en COV gazeux dans les sols est dépendant de la localisation de la source de pollution volatile et des hétérogénéités de lithologie.

Ces hétérogénéités génèrent toutes choses égales par ailleurs des flux variables vers l’air intérieur. Celles-ci sont présentées dans les chapitres dédiés aux mesures de concentrations dans les gaz de sol (§ 4) et de flux (§ 5). A titre illustratif, sur le site atelier FLUXOBAT, les concentrations dans les gaz du sol à 30 cm sous la dalle de 168 m² présentent une grande variabilité mesurée d’un facteur 500 en hiver à 1 300 en été (voir annexe 8).

Ces hétérogénéités peuvent être masquées par la présence d’un vide sanitaire non cloisonné, d’une cave ou d’un sous-sol non cloisonné où une ventilation permet une certaine homogénéisation.

Ainsi, pour les diagnostics de la qualité de l’air intérieur, une connaissance de la variabilité des concentrations sous le bâtiment est nécessaire afin d’orienter le choix de la localisation des points de prélèvements.

Circulations préférentielles

L'air du sol, potentiellement chargé en polluant gazeux, chemine par convection et diffusion vers les volumes intérieurs du bâtiment à travers tous les types d'interfaces et de défauts d'étanchéité qui peuvent exister au contact du sol ou au sein du bâtiment.

A l'échelle du bâtiment, ces transferts depuis le sol dépendent avant tout des caractéristiques de construction du bâtiment et de la nature des matériaux constitutifs : construction sur sous-sol, terre-plein, ou vide sanitaire ainsi que les caractéristiques de séparation plus au moins efficace entre le sol et le bâtiment (terre battue, plancher bois, dalle ou dallage en béton...), voir § 2.2.1. Ainsi, l'existence de vides sanitaires ou de caves peu ventilés où le sol est à nu peut générer des flux nettement plus importants que si une dalle en béton constitue l'interface avec le sol.

Par ailleurs, à l'échelle d'une dalle, sa porosité et sa perméabilité vont générer un transfert diffusif auquel s'ajoutent localement des transferts à travers la fissuration des matériaux (voir § 2.2.2). Que ce soit des fissures de retrait lors du séchage du béton, des fissures normales de vieillissement, ou des fissures accidentelles, étant plus perméables au transfert, elles génèrent des apports dont la localisation et l'ampleur est à considérer dans le diagnostic de la qualité de l'air. A titre illustratif, sur le site atelier FLUXOBAT, pour une même dalle à l'interface entre le sol et le bâtiment, une variabilité des émissions sur des surfaces de 0,2 m² d'un facteur supérieur à 7 en été et 52 en hiver a été mesurée (voir annexe 8).

Enfin, dans certains cas, d'autres cheminements singuliers peuvent devenir des voies prépondérantes de transfert entre le sol et le bâtiment et au sein du bâtiment [NYSDOH, 2006] : portes intérieures de caves ou sous-sol, trappes et réseaux lorsqu'ils traversent les planchers.

Ainsi, la connaissance du bâtiment (de ses interfaces avec le sol, de l'état des dalles et des traversées de planchers) est nécessaire pour apprécier la variabilité spatiale des concentrations dans l'air intérieur. Cette connaissance sera dans un premier temps qualitative, obtenue à partir du questionnaire de visite du bâtiment présenté en annexe 3. Puis, dans les situations nécessitant des approfondissements, des mesures de concentrations dans l'air (voir § 6.5.1) ou de flux (voir § 5.5.1) pourront permettre de préciser la localisation des zones de transferts vers l'air et aider ainsi à estimer les hétérogénéités de concentrations.

Circulations d'air au sein du bâtiment

A l'heure actuelle, il n'existe que très peu d'information disponible sur la connaissance de l'atténuation entre étages d'un bâtiment vis-à-vis de l'exposition aux polluants gazeux venant du sol [Hazebrouck 2005] ou entre les pièces d'un même bâtiment. Or, en fonction du cas étudié, cette information peut s'avérer nécessaire afin d'appréhender plus précisément l'exposition des occupants.

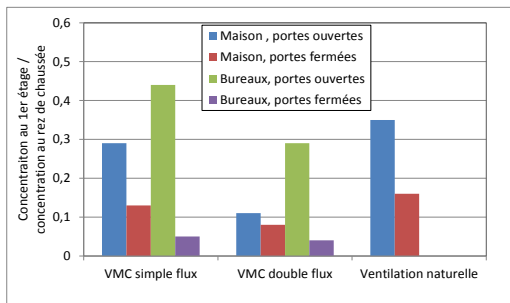
Le transfert entre étages est fonction de plusieurs paramètres favorisant ou non la dilution du polluant durant son transfert : typologie du bâtiment, échange d'air entre les volumes, perméabilité à l'air des différents niveaux, principe et système de ventilation des différents niveaux et pratiques des occupants.

La Figure 69 présente des résultats de mesure et de modélisation illustrant la forte variabilité des facteurs d'abattement au sein du bâtiment :

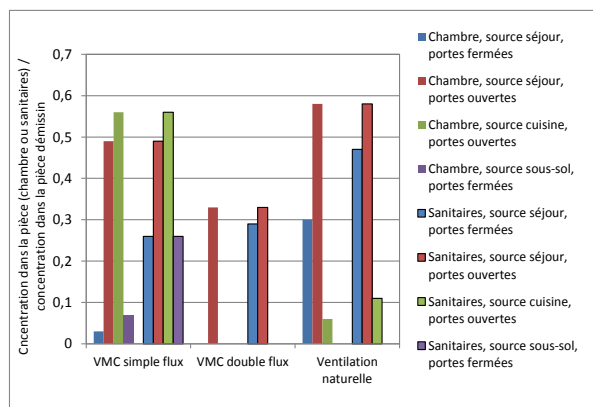
- la Figure 69-a présente des résultats de modélisation conduites dans le cadre du projet FLUXOBAT (Powaga, 2013) avec le logiciel SIREN (MODELE 3)⁴¹. Elles ont été réalisées pour deux configurations (maison individuelle de type MARIA et bâtiment de bureaux avec un étage) avec des émissions de polluant à travers le sol dépendantes des conditions de dépression du bâtiment.

⁴¹Dans ces modélisations, les principes de ventilation suivants sont considérés : pour la maison une ventilation par balayage et pour les bureaux, une ventilation par pièce séparées. Dans le bâtiment de bureau, deux niveaux identiques sont considérés avec 4 bureaux, 1 sanitaire et le couloir. Pour les débits de renouvellement d'air, ceux prescrits par la réglementation sont retenus.

- la Figure 69-b est issue des expérimentations utilisant un gaz traceur réalisées dans la maison expérimentale MARIA du CSTB à l'occasion des travaux de thèse de Juslin Koffi [Koffi, 2009]. Le gaz traceur (SF6) est émis dans une pièce, puis sa concentration est mesurée dans d'autres pièces de la maison afin d'étudier sa propagation.



(a) Modélisations conduites dans le cadre du projet FLUXOBAT avec des émissions de polluant au niveau du sol (SIREN)



(a) Mesures réalisées sur la maison MARIA pour des émissions dans différentes pièces en l'absence de chauffage (données issues de Juslin Koffi, 2009)

FIGURE 69 – DONNEES SUR L'ABATEMENT DE CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTERIEUR ENTRE DIFFERENTES PIECES ET ETAGES

La Figure 69-a montre une concentration au 1^{er} étage compris entre 4 et 44 % de celle au rez de chaussée. Cette grande variabilité est associée i) à l'importance du type de ventilation : la VMC double flux permet de diminuer les concentrations au 1^{er} étage d'un facteur 1,3 à 2,6 par rapport à une VMC simple flux ; ii) les pratiques des occupants qui peuvent également avoir un impact sensible : les portes fermées peuvent réduire les concentrations au 1^{er} étage d'un facteur 1,4 à 2 dans la maison et 7 à 9 dans des bureaux).

La Figure 69-b basée sur des mesures montre que la contribution d'une pièce à une autre varie en fonction de l'origine de la pollution, du système de ventilation et des pratiques des occupants de 0 à 58 %.

Enfin, d'autres mesures apportent un éclairage sur ces transferts dans des maisons sur vide sanitaire. Stoop et al. (1998) montrent en effet que les contributions du vide sanitaire vers l'air intérieur de 700 maisons sont en moyennes de 7 % tandis que Fast et al. (1987) ont mesuré sur 77 maisons des contributions de 10,6% en moyenne avec un centile 95 de 39 %.

Ainsi, on observe une grande disparité des abattements entre pièces et étages. Au-delà des configurations traitées, retenons que l'on peut avoir :

- ⊕ un abattement proche de 0 (ou une contribution proche de 1) des concentrations entre pièces et étages pour un bâtiment peu ventilé avec de nombreuses connexions entre étages (plancher intermédiaire perméable, points singuliers et portes ouvertes) ;
- ⊕ un abattement proche de 1 (ou une contribution proche de 0) des concentrations entre pièces et étages pour un bâtiment ventilé efficacement avec peu de connexions entre étages (plancher intermédiaire peu perméable, pas de traversée de dalle par des réseaux, portes fermées).

La connaissance du bâtiment, des principes et systèmes de ventilation dans les différentes pièces et dans le vide sanitaire ou la cave et enfin des pratiques des occupants vis-à-vis des ouvertures/portes entre niveaux est importante pour estimer la variabilité spatiale des concentrations dans l'air intérieur. Cette connaissance sera dans un premier temps qualitative, obtenue à partir du questionnaire de visite présenté en annexe 3. Puis, dans les situations nécessitant des

approfondissements, des mesures de concentrations dans l'air des différents volumes pourront permettre de préciser ces échanges.

Notion de zones homogènes

La notion de zone homogène qui n'est évoquée à notre connaissance que dans les documents normatifs pour le radon (NF EN ISO 11665-8 de 2013) peut être utile à la problématique des sites pollués par des COV. Il convient cependant de noter que dans ces documents, les hétérogénéités de pollution ou de lithologie ne sont pas considérées, les zones homogènes étant donc définies uniquement vis-à-vis des hétérogénéités du bâtiment. Elles sont définies⁴² principalement par un même type d'interface sol-bâtiment, les mêmes conditions de ventilation et un même niveau de température. Par ailleurs, les mesures réalisées ensuite dans le cadre de cette méthodologie sont des mesures par dosimètre passif et doivent suivre un protocole incluant notamment une durée d'exposition d'au moins deux mois en période de chauffage du bâtiment

La norme NF EN ISO 11665-8 (2013) précise que préalablement à la réalisation des mesures d'exposition des populations, seront réalisés :

- **la détermination et la sélection des zones homogènes.** La sélection des zones homogènes doit comprendre à minima un volume occupé. Dans le cas de maisons individuelles, chaque niveau représente une zone homogène ;
- **la détermination du nombre de mesures par zone homogène.** Pour l'évaluation des expositions des populations, le nombre de prélèvement minimum est de 2 dispositifs de mesure par bâtiment. Si la zone homogène considérée est de grande surface, supérieure à 200 m², un dispositif de mesure par unité de 200 m² supplémentaire est nécessaire.

Synthèse

Les concentrations dans l'air intérieur d'un bâtiment présentent une variabilité spatiale dont l'importance est liée à de nombreux facteurs générant des entrées hétérogènes de pollution vers le bâtiment (hétérogénéités de la pollution sous le bâtiment, différences d'interface entre le bâtiment et le sol, voies préférentielles de transfert) et des conditions variables de mélange et de dilution des pollutions dans l'air (interfaces entre les étages, ouvertures entre les pièces, principes et systèmes de ventilation).

L'amplitude de cette variabilité a des conséquences sur la représentativité spatiale des mesures dans l'air intérieur. Cette question doit être posée au moment du dimensionnement de la campagne (le choix de la localisation des mesures présenté au § 6.5.4) et au moment de l'interprétation des mesures.

Au regard des écarts de concentrations potentiellement importants entre les pièces et les étages (pouvant être de plusieurs ordres de grandeur), il est nécessaire de garder en mémoire l'objectif qui était recherché par la mesure et de ne pas transposer des mesures réalisées pour la compréhension des transferts à des mesures d'évaluation de l'exposition (et inversement).

6.4.3. Bruit de fond dans l'air intérieur

La présence de COV dans l'air intérieur n'est pas nécessairement en lien avec une source de pollution de type COV dans les sols. En effet, dans tous les bâtiments non exposés à une pollution des sols, des COV sont présents, qu'ils soient issus de l'atmosphère extérieure (par la ventilation) ou de sources internes au bâtiment. Les concentrations appelées communément « bruit de fond » ou les concentrations de l'environnement témoin peuvent masquer l'impact des transferts de COV provenant du milieu souterrain. Le bruit de fond est toujours source de confusion dans les interprétations cherchant à établir le lien de causalité entre la pollution du sol sous-jacent et la qualité de l'air intérieur.

⁴²La définition qu'en donne la norme NF EN ISO 11665-8 (2013) est la suivante « zone qui comporte un ou plusieurs volumes contigus à l'intérieur d'un bâtiment et dont les caractéristiques sont identiques ou très proches (nature des murs, du sol, du sous-sol, des fondations, niveau du bâtiment, alimentation en eau, type d'utilisation de l'eau, ventilation, ouvertures, température, etc.) avec une activité volumique du radon homogène ».

La présence de COV dans l'air intérieur peut en effet provenir de multiples sources internes au bâtiment, parmi elles on recense, entre autres :

- les produits de construction et de décoration : tous les matériaux qu'ils soient d'origine synthétique ou naturelle en dehors du verre et du métal (bois, laines végétales et animales utilisées comme isolants, revêtements de sol, etc.) constituent les principales sources de composés organiques volatils dans l'air intérieur,
- les équipements électroniques, et notamment les ordinateurs, peuvent émettre des hydrocarbures aliphatiques (n-décane, n-undécane) ou aromatiques (toluène, xylènes, styrène, ...),
- les photocopieurs et imprimantes peuvent émettre entre autres du 1,4-diméthylbenzène, de l'éthylbenzène, du toluène, du styrène,
- les activités des usagers des bâtiments (produits d'entretiens, activités manuelles diverses, fumée de cigarette, ...).

Dans l'air extérieur, les origines de la dégradation de la qualité de l'air peuvent se situer à l'échelle du quartier (voies de circulations automobiles, stations-services, activités émissives en COV, proximité de travaux d'affouillement sur des terrains pollués...) ou de la région.

Dans le cadre de la campagne « logements » de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, les concentrations de 20 composés organiques volatils ont été mesurés à l'intérieur et à l'extérieur des 567 logements jugés représentatifs de l'habitat français (OQAI, 2006). Les résultats montrent que les concentrations intérieures sont globalement supérieures à celles mesurées à l'extérieur, ce qui témoigne de la prédominance des émissions internes sur les apports par la ventilation et les infiltrations depuis l'air extérieur. Le Tableau 24 présente la synthèse des concentrations mesurées dans les logements et l'air extérieur en trichloroéthylène (TCE) et tétrachloroéthylène (PCE).

Il est à noter que l'OQAI complète régulièrement la connaissance des concentrations en COV dans l'air intérieur par des campagnes lancées dans les écoles⁴³ et dans les bureaux⁴⁴.

		LD	LQ	nombre de mesures	Conc. centile 10 (µg/m ³)	Conc. centile 25 (µg/m ³)	Conc. centile 50 (µg/m ³)	Conc. centile 75 (µg/m ³)	Conc. centile 90 (µg/m ³)	Conc. centile 95 (µg/m ³)	C max (µg/m ³)
TCE	Chambre	0,4	1	541	<LD	<LQ	1	1,6	3,3	7,3	684,3
	Garage	0,4	1	139	<LD	<LQ	<LQ	1,2	2,1	12,8	239,8
	Extérieur	0,4	1	517	<LD	<LQ	<LQ	1,2	1,6	2,3	38,7
PCE	Chambre	0,4	1	541	<LD	<LQ	1,4	2,7	5,2	7,3	4087,2
	Garage	0,4	1,2	139	<LD	<LQ	<LQ	<LQ	1,9	2,5	8,2
	Extérieur	0,4	1,2	517	<LD	<LQ	<LQ	1,4	2,4	3,9	17,7

TABLEAU 24 – CONCENTRATIONS EN TCE ET PCE DANS L'AIR INTERIEUR ET L'AIR DES 567 LOGEMENTS DIAGNOSTIQUES EN FRANCE (OQAI, 2006)

Dans tous les cas, l'interprétation des concentrations vis-à-vis d'un transfert de pollution depuis les sols devra intégrer des éléments de connaissance de ce bruit de fond. Les sources de telles données sont mentionnées au § 1.2.

⁴³ Démarrage des enquêtes en 2011 ; Poursuite de la réalisation des enquêtes entre 2012 et 2014 ; Exploitation et rendu des résultats en 2014 et 2015 (www.oqai.fr)

⁴⁴ Phase 1 : 2011-2014 - Mesure dans les bureaux, auto questionnaire sur le confort et la santé, questionnaire sur le descriptif des bâtiments ; Phase 2 : 2014-2015 - Mesures approfondies dans les immeubles de bureaux ; Phase 3 : 2015-2016 - Résultats et exploitations des données (www.oqai.fr)



6.5. PROTOCOLES POUR LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES DANS L'AIR INTÉRIEUR

6.5.1. Etude préalable

Définition des objectifs

Parce que les mesures réalisées pour l'évaluation des expositions des populations ne sont pas les mêmes que celles pour comprendre les transferts, vérifier l'efficacité des mesures de gestion ou encore surveiller l'évolution d'une situation (voir § 6.1), il est important de définir les objectifs des mesures au préalable à leur mise en œuvre.

Etude documentaire et visite du site

Après avoir défini les objectifs des mesures, l'analyse du contexte du site et des données existantes est nécessaire pour établir la stratégie d'échantillonnage. Cette étude préalable nécessite, dans la mesure du possible, l'analyse des informations concernant :

- le milieu souterrain et sa pollution (lithologie et hétérogénéités, profondeur de la nappe, concentrations et variations spatio-temporelles des polluants dans l'air des sols, les sols et les eaux souterraines) ;
- le bâtiment (type de fondations, nature et état des interfaces entre le sol et l'air intérieur, passages de réseaux, canalisations ou autres vecteurs de transfert préférentiel) ;
- le type de ventilation et son fonctionnement dans les différents espaces, en particulier dans les espaces de vie et les volumes éventuellement non occupés les plus proches du sol (caves, vides sanitaires, ... exemple) avec la localisation des entrées d'air neuf ;
- les conditions d'occupation des locaux (pour apprécier l'existence éventuelle de sources internes de dégradation spécifique de l'air intérieur et les pratiques pouvant modifier le renouvellement et la circulation de l'air) ;
- les éventuelles sources externes de pollution (activités industrielles, transport routier, travaux, ...).

Cette connaissance sera associée à une étude historique et documentaire, à l'analyse des diagnostics passés et d'éventuels diagnostics complémentaires du milieu souterrain (voir § 4), à la visite du site et à la réalisation d'une enquête sur les usages du bâtiment.

Afin de faciliter la réalisation de l'enquête, un questionnaire est proposé en annexe 3. Il a été réalisé à partir du questionnaire disponible dans INERIS (2010) complété des informations nécessaires afin d'apprécier les transferts depuis le milieu souterrain.

Il est nécessaire à l'issue de cette enquête qu'une synthèse opérationnelle soit établie vis-à-vis des transferts vers l'air intérieur et des zones homogènes au sein du bâtiment et du dimensionnement des campagnes de mesure dans l'air. Celle-ci permettra le dimensionnement des campagnes de mesures dans l'air.

Les zones homogènes représentent dans le contexte de FLUXOBAT des volumes au sein du bâtiment qui se caractérisent a priori par une homogénéité des transferts depuis le sol et des conditions de mélange et de dilution dans l'air.

Diagnostic préalable lors de la visite du site

Lors de la visite de site, un diagnostic préalable⁴⁵ pourra judicieusement être réalisé avec un dispositif portable d'analyse en continu de type PID à faible limite de quantification afin d'obtenir une première estimation des concentrations dans les locaux, d'identifier les zones d'entrée prépondérantes (canalisations, fissures...) et éventuellement les hétérogénéités dans le bâtiment et son soubassement. Ces mesures sont présentées dans le Tableau 25.

Ce diagnostic préalable contribuera à définir le faisceau d'indices permettant de statuer sur un transfert ou non des COV vers l'air intérieur. Il est à noter cependant que compte tenu de la faible sensibilité et de la sélectivité des instruments de mesure de type PID, il est possible de ne pas détecter des substances effectivement présentes. Ainsi, la mise en évidence d'un transfert vers l'air intérieur ne doit pas être basée uniquement sur les résultats de ce type de mesures.

6.5.2. Période et fréquence de mesure

Revue de la littérature

Sur la périodicité des mesures, pour prendre en compte la variabilité saisonnière, la majorité des guides et normes mentionnent la nécessité de réaliser plusieurs campagnes de mesures (MADEP, 2002), certains spécifiant au moins deux périodes de mesures (DoD, 2009, MADEP, 2011, XP43-402, 1995). Le nombre minimal de campagnes nécessaires pour conclure sur l'existence ou non d'un transfert de COV vers l'air intérieur est, pour le MADEP (MADEP, 2011), de 2 à 4 campagnes pour les écoles et habitations et de 2 campagnes pour les locaux à usage commercial ou industriel, la norme XP43-402 (1995) conseillant 3 campagnes.

L'INERIS (2010) recommande la réalisation a minima de 2 campagnes par an, l'une en période hivernale et l'autre en période estivale. Celles-ci doivent être réalisées dans des conditions usuelles d'occupation et à défaut, par prudence dans des conditions majorantes. Parallèlement il est recommandé de ne pas réaliser de prélèvement en période de surpression barométrique.

Le décret n°2012-14 du 5 janvier 2012 qui encadre la surveillance de la qualité de l'air intérieur des ERP précise que les mesures devront être réalisées tous les 5 à 7 mois avec une campagne en hiver.

Recommandations

Pour l'**évaluation des expositions des populations**, compte tenu de la variabilité saisonnière des concentrations dans l'air, la recommandation largement documentée est de réaliser des mesures sur au moins deux périodes contrastées (été et hiver).

Les périodes et conditions météorologiques propices aux mesures de concentrations dans l'air intérieur sont présentées dans le Tableau 25. Si une seule campagne devait être réalisée, il est recommandé de choisir les périodes les plus favorables aux concentrations élevées dans le bâtiment, ou, si des contraintes de temps interviennent, de simuler les conditions de concentrations maximales (MADEP, 2002). Si tel n'est pas le cas, il convient de garder en mémoire que la situation mesurée ne peut être transposée à des estimations d'expositions des populations sur le long terme.

Pour la **vérification de l'efficacité de mesures de gestion ou avant de statuer sur l'absence d'impact**, les résultats d'une seule campagne étant facilement contestables par manque de représentativité (voir § 6.4.1 sur la variabilité temporelle), il est recommandé de réaliser plusieurs campagnes dans des conditions environnementales contrastées (deux, voire trois campagnes si les deux premières donnent des résultats non cohérents).

Pour la **surveillance**, il est recommandé de réaliser deux campagnes par an dans des situations contrastées (comme pour l'évaluation de l'exposition). Dans l'hypothèse où qu'une seule campagne n'est possible, il conviendra de choisir la période la plus propice aux transferts et à des concentrations élevées dans le bâtiment. Cette surveillance durera généralement au moins 4 ans et l'interprétation conduira à la réalisation du bilan quadriennal (cf. NFX 31620 de 2011).

⁴⁵La notion de screening des concentrations dans les différents espaces est mise en avant dans les guides du MADEP (2002) et EPA (OSWER, 2013, document provisoire).

6.5.3. Durée de prélèvement

Revue de la littérature

Les durées de prélèvement recommandées dans les guides américains (Agences de protection de l'environnement des Etats et au niveau fédéral) sont en général de 24 heures pour les bâtiments à usage résidentiel et 8 heures pour les bâtiments à usage commerciaux ou industriels (MADEP, 2011, DoD, 2009, OHIO EPA, 2010). Le MADEP, dans son guide spécifique à l'échantillonnage de l'air intérieur (MADEP, 2002), recommande pour l'extrapolation des mesures à des expositions sub-chroniques et chroniques la réalisation de deux types de mesures: mesures intégrées sur 3 à 4 semaines couplées à des mesures répétées plusieurs fois dans l'année de quelques heures.

L'INERIS (2010) recommande de choisir des durées de prélèvements en fonction des objectifs de l'étude, des normes en vigueur et de la réglementation en cohérence avec les LQ recherchées et les spécifications des fournisseurs de support.

Pour l'évaluation des expositions chroniques, les normes font consensus sur la nécessité de réaliser des mesures sur une longue période avec des préconisations cependant différentes : la norme XP43-402 (1995) préconise un minimum de 24h, tandis que la norme NF EN ISO 11665-8 (2013) préconise des mesures réalisées sur une période de 2 mois dont au moins la moitié doit être réalisée durant l'hiver ou la période de chauffe.

Dans la réglementation actuelle, le décret n°2012-14 du 5 janvier 2012 qui encadre la surveillance de la qualité de l'air intérieur des ERP, la durée de prélèvement réglemente la durée d'échantillonnage à 4,5 jours (du lundi matin au vendredi après-midi). Pour les logements contigus à des installations de nettoyage à sec, la circulaire du 16 août 2013 d'application de l'arrêté du 5 décembre 2012 prescrit des prélèvements sur 7 jours (semaine entière).

Recommandations

La durée de l'échantillonnage dépend de l'objectif (voir Tableau 25), les recommandations sont donc formulées en distinguant les objectifs des mesures.

Dans l'objectif d'apprécier l'existence d'un impact, pour les logements, l'existence d'un impact de la pollution du milieu souterrain sur l'air intérieur est généralement appréciée par la comparaison à un environnement témoin. Par exemple, la durée d'échantillonnage des mesures de l'OQAI dans les logements (OQAI, 2006) usuellement retenue pour cette comparaison étant de 7 jours, il serait cohérent pour apprécier l'existence ou non d'un impact dans des habitations échantillonnées, que les mesures soient réalisées sur cette même durée. La présence de sources domestiques spécifiques pourra cependant nécessiter de réduire la durée d'échantillonnage afin d'éviter de tels facteurs de confusion dans l'interprétation.

L'évaluation des expositions chroniques des populations liées à la présence de pollution dans le milieu souterrain nécessite des mesures de concentrations représentatives de longues périodes d'exposition (supérieures à un an). Cependant, les dispositifs usuels de mesures ne permettent pas d'intégrer de si longues périodes, ni de prendre en compte les facteurs d'interférence (sources domestiques de COV) qui peuvent conduire à des difficultés d'interprétation.

Il s'agit donc, dans le choix de la durée d'échantillonnage, de trouver un optimum entre la faisabilité de la mesure et sa représentativité vis-à-vis de ces longues périodes.

Comme illustré dans la Figure 70, la variation temporelle des concentrations dans l'air intérieur peut être importante. Ainsi pour l'évaluation des expositions chroniques des populations, les durées de prélèvement **les plus longues possibles devront être privilégiées**. Cependant, en cas de suspicion de sources domestique de pollutions (tabagisme, utilisation potentielle durant la durée du prélèvement de produits générant des COV dans l'air intérieur similaires à ceux recherchés, etc.), la mesure pourra être réalisée sur une durée réduite pour éviter de tels facteurs de confusion. Une durée minimale de plusieurs jours est cependant souhaitable.

La Figure 70 montre que, sur le site atelier, la concentration moyenne est très dépendante de la durée sur laquelle la moyenne est réalisée. :

- $C_{\text{moy-14 jours}} = 890 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- $C_{\text{moy-24h}} = 300 \text{ à } 1900 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- $C_{\text{moy-1h}} = 1 \text{ à } 8000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.⁴⁶

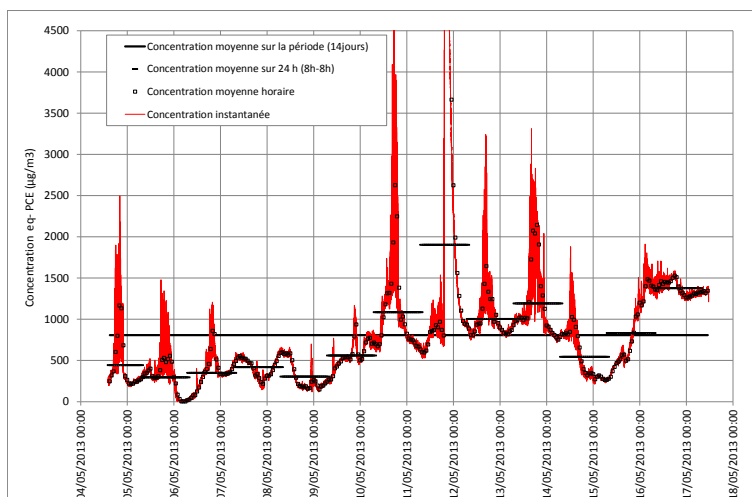


FIGURE 70 – INFLUENCE DE LA DUREE DE PRELEVEMENT SUR LES CONCENTRATIONS DANS L’AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

6.5.4. Densité des points de mesure et positionnement

Revue de la littérature

Sur le nombre et l’emplacement des points de mesures, DTSC (2005) recommande que pour les bâtiments résidentiels, les points de mesure incluent les points potentiels d’infiltration et la pièce de vie principale. Pour les bâtiments de plusieurs niveaux, un minimum de un point par étage est recommandé. Le MADEP (2002, 2010) ainsi que le document provisoire de l’EPA (OSWER, 2013) recommandent de faire des mesures à la fois dans le sous-sol et dans les pièces de vie.

Les préconisations formulées par l’INERIS (2010) sont particulières détaillées et orientent sur le choix des pièces à échantillonner – au moins un échantillon par pièce « échantillon ⁴⁷ » est recommandé - et sur la localisation dans les pièces. En outre, concernant les prélèvements sur support passif, il est recommandé de placer deux supports en parallèle. De même, si le contexte le justifie, il peut être judicieux de réaliser deux mesures en parallèle pour certains points de prélèvements. De nombreuses recommandations formulées ci-dessous reprennent ces éléments. Ce document (INERIS, 2010) reprend globalement les recommandations des normes ou prescriptions de la réglementation.

Recommandations

Pour la localisation des mesures dans les bâtiments existants, les conséquences de la variabilité spatiale des concentrations dans l’air intérieur présentée au § 6.4.2 imposent la connaissance préalable de l’hétérogénéité de la pollution dans le milieu souterrain et dans le bâtiment et de ses usages. C’est l’objet de l’étude préalable présentée au § 6.5.1 qui permettra entre autres de définir des zones homogènes (voir § 6.4.2). Celles-ci représentent dans le contexte de FLUXOBAT des volumes au sein du bâtiment qui se caractérisent a priori par une homogénéité des transferts depuis le sol et des conditions de mélange et de dilution dans l’air.

⁴⁶ Ici exprimé en équivalent PCE (mesure semi-quantitative au PID).

⁴⁷ La pièce échantillon est celle représentative de l’exposition, Les pièces privilégiées sont à choisir, en cohérence avec le schéma conceptuel, c’est-à-dire en combinant au mieux les caractéristiques suivantes : · au droit des sources de contamination du sol et/ou de la nappe ; · usage des lieux ; · durée d’occupation ; · dispositions constructives favorisant le transfert (cage d’escalier, ascenseur, gaines techniques, ...), etc.

C'est ensuite au regard des objectifs recherchés que seront positionnées les mesures :

- ⊕ si l'objectif est **l'évaluation des expositions des populations ou sa surveillance**, les mesures se concentreront sur les espaces de vie (les durées de fréquentation des pièces sont à intégrer). D'autres mesures permettant l'interprétation du lien entre les concentrations d'exposition et la pollution dans le milieu souterrain peuvent par ailleurs être réalisées dans les zones d'accumulation.

Concernant le positionnement plus précis dans les pièces de vie, les recommandations habituelles citées dans la plupart des normes et guides existants sont retenues : le positionnement des dispositifs dans des endroits dégagés (centre de la pièce généralement) à la hauteur des organes respiratoires, éloigné des murs, des sources de chaleur, des éventuels soufflages et de sources internes de pollution.

- ⊕ si les objectifs sont **la compréhension des transferts ou le dimensionnement de mesures de gestion**, les mesures dans les zones d'accumulation les plus touchées par le transfert de COV (comme le sous-sol, les caves, vide sanitaire ou autres locaux où des circulations préférentielles ont été identifiées) sont à privilégier.

Au sein de chaque zone homogène, les points de mesures seront réalisés soit au plus proche des entrées de polluants, soit au milieu de ces espaces en l'absence d'information.

Ces mesures présentent l'intérêt d'être moins intrusives pour les populations et souvent de fournir une information moins sujette aux biais d'interprétation liés au bruit de fond (voir § 6.4.3). En effet, les concentrations y étant plus importantes, l'écart avec le bruit de fond sera plus grand.

- ⊕ pour **les autres objectifs**, la localisation des mesures sera dépendante du site et des mesures de gestion mises en œuvre.

Il est à noter que :

- le nombre de points de mesures est dépendant du bâtiment (nombre et taille des zones homogènes) et de la sensibilité de la problématique. Classiquement, il pourra être réalisé entre 1 et 2 mesures par zone homogène ;
- au-dessus du 1^{er} niveau (la cave, le vide sanitaire ou le rez de chaussée pour un bâtiment de plain-pied), chaque étage d'un bâtiment constitue a priori une zone homogène. En fonction de l'abattement entre niveaux attendus (suite à l'analyse de l'enquête) et des concentrations dans l'air du premier niveau, des mesures dans les étages au-dessus pourront être réalisées afin d'y évaluer l'exposition des populations ;
- pour permettre la comparaison de plusieurs campagnes, le positionnement précis (pièce et x, y, z en son sein) devra être connu et reproduit d'une campagne à une autre.

6.5.5. Interprétation

Connaissance des paramètres d'influence

Comme présenté au § 6.4, les conditions météorologiques ont une influence sur les transferts de composés volatils vers l'air intérieur et sur leurs concentrations. Ainsi, la mesure des **conditions météorologiques** sur site ou leur recueil auprès de stations météorologiques représentatives du site est impérative pour l'interprétation des mesures de concentration. Les paramètres concernés sont la température intérieure et extérieure, la pression atmosphérique, le vent (amplitude et direction), la pluviométrie, l'humidité relative de l'air (voir § 6.4.1).

Concernant le bâtiment, la connaissance du **renouvellement d'air** durant les mesures est délicate car celui-ci est fortement dépendant des paramètres météorologiques et des activités des occupants (ouverture de fenêtre par exemple) et peut varier significativement au cours d'une journée ou d'une

période plus longue de mesure. Pour des durées de mesure inférieure à la journée, la mesure du renouvellement d'air peut être réalisée, elle ne saurait cependant refléter les conditions durant des prélèvements plus longs. C'est alors l'interprétation des conditions d'occupation des locaux, du type de ventilation et de la météo qui permettront son estimation.

Enfin, la **différence de pression** entre l'air intérieur et l'air extérieur est également un paramètre majeur mais qui ne peut être mesuré avec des dispositifs classiques de mesure de pression barométrique. Cependant, dans certaines situations (par exemple pour statuer sur l'absence d'impact ou pour juger de la représentativité d'une mesure de concentration vouée à l'évaluation de l'exposition), il conviendra de réaliser la mesure de cette dépression en parallèle de la mesure de concentration dans l'air.

Autres sources de dégradation de la qualité de l'air intérieur

Air extérieur

Parmi les informations qui pourraient permettre d'interpréter les mesures réalisées, l'éventuelle contribution de l'air extérieur à la dégradation de l'air intérieur nécessite d'être mesurée.

Sa mesure doit être réalisée durant la même durée et période que celles dans l'air intérieur et avec les mêmes méthodes (supports de prélèvement) pour être comparables. Les prélèvements seront à localiser à proximité des entrées d'air du bâtiment.

Sources internes au bâtiment

Pour évaluer la contribution d'autres sources internes à la dégradation de la qualité de l'air intérieur, il est mentionné dans le guide pour la réalisation de l'IEM (MEDD, 2007), de faire référence à un environnement témoin. Il paraît difficile pour un bâtiment donné de connaître la qualité de l'air intérieur qui existerait en l'absence de transfert de pollution depuis le milieu souterrain. En effet, celle-ci est dépendante de l'activité des occupants et de l'existence éventuelle de sources internes (mobilier, revêtements, etc.), ce qui rend délicate la transposition de mesures dans d'autres locaux à ceux où la mesure est réalisée. Ainsi, il semble plus judicieux de se référer aux données existantes sur le bruit de fond dans l'air intérieur -en particulier les campagnes de l'OQAI- (voir § 6.4.3) et aux informations issues de la visite du site et du questionnaire spécifique à compléter avec les occupants sur la période de mesures (voir annexe 3).

Associé à la fiche de mesure, en présence de populations dans les locaux où les mesures sont réalisées, la connaissance des activités durant la période permettra de déceler les éventuelles sources de dégradation de la qualité de l'air sans lien avec le milieu souterrain. Afin de limiter les interférences avec de telles sources internes, il pourra être demandé aux populations d'éviter certaines activités (tabagisme, bricolage ...).

Représentativité des mesures

Au regard de la variabilité spatiale et temporelle des concentrations dans l'air intérieur, la question de la représentativité des mesures de concentration vis-à-vis de l'interprétation qui en sera faite doit toujours être posée. Elle doit être posée lors du dimensionnement des campagnes et également au moment de son interprétation en lien avec les paramètres pouvant influencer sur cette variabilité (voir § 6.4).

En particulier, les enseignements tirés du projet FLUXOBAT conduisent à recommander :

- ⊕ de toujours mesurer les paramètres météorologiques parallèlement aux campagnes de mesures de concentration ;
- ⊕ pour l'évaluation de l'existence d'un transfert effectif vers l'air intérieur, de se référer à un ensemble d'indicateurs (parmi lesquels les mesures de concentrations dans l'air intérieur) et pas uniquement aux mesures de concentration dans l'air ;
- ⊕ pour l'évaluation des expositions des populations des durées d'échantillonnage les plus longues possibles en tâchant de limiter les sources internes de pollution ;
- ⊕ une grande prudence dans les conclusions formulées à partir de données isolées (une seule campagne sur une durée d'échantillonnage de quelques heures par exemple) ;

- ⊕ dans le cadre d'une surveillance basée sur des prélèvements de courte durée, d'une campagne à une autre, l'influence de la météo et du renouvellement d'air peut modifier sensiblement les concentrations dans l'air intérieur. Une telle dégradation ou amélioration concerne exclusivement le moment de la mesure et ne peut en aucun cas être interprétée en une tendance. La mise en évidence d'une tendance nécessitera des mesures de longue durée et suffisamment répétées pour s'affranchir de la variabilité temporelle.
- ⊕ de ne pas interpréter une mesure réalisée pour identifier les zones de transfert à des fins d'évaluation des expositions des populations ;
- ⊕ dans le cadre d'un réaménagement futur de bâtiment, de garder en mémoire la transposition délicate de mesures avant réaménagement à celles qui seront présentes dans le futur après réaménagement. En effet, les travaux sur l'étanchéité, la ventilation, etc. peuvent grandement modifier les concentrations.

6.5.6. Synthèse

Pour les besoins liés aux transferts de polluants depuis le milieu souterrain vers l'air intérieur, en lien avec les objectifs présentés en Figure 61, les recommandations à retenir pour le dimensionnement des mesures sont synthétisées dans le tableau suivant.

Objectif de la mesure	Périodes de mesure	Type de mesure	Durée d'échantillonnage	Nombre minimal de points de mesures	Nombre minimal de campagnes
(1) Identifier les zones émissives et d'accumulation et établir le lien avec les concentrations dans le sol	Période propice aux transferts	mesures semi quantitatives de type PID avec une sensibilité au ppbV en premier lieu	mesures ponctuelles ou en continu (variations temporelles éventuelles)	Multiplés dépendant du site; maillage a minima: au niveau de l'interface avec le sol, des zones préférentielles d'entrées (canalisation, fissures) et dans les zones d'accumulation	2 à 3
		mesures quantitatives	Longues périodes à privilégier si compatible avec l'absence de facteurs d'interférence.	Multiplés dépendant du site (dont zones d'accumulation)	1 à 2
(1) Confirmer l'absence d'impact	Période propice aux transferts	mesures quantitatives		Multiplés dépendant du site (dont zones d'accumulation)	2 à 3 en l'absence d'impact
(2) Evaluer les exposition des populations	Périodes contrastées (été / hiver)	mesures quantitatives	Représentatif de la fréquentation usuelle des lieux. Longues périodes à privilégier si compatible avec l'absence de facteurs d'interférence.	Multiplés dépendant du site (ciblé sur les pièces de vie)	3 (2 en hiver et 1 en été)
(3) Vérifier les concentrations résiduelles dans l'air (après travaux)	Identique à la mesure de référence (pour comparaison). A priori en périodes contrastées	mesures quantitatives	Identique à la mesure de référence (pour comparaison). A priori représentatif de la fréquentation usuelle des locaux.	Identique à la mesure de référence (pour comparaison). Multiplés dépendant du site (dont pièces de vies et zones d'accumulation)	2 à 3
(4) Vérifier l'évolution de la situation	Périodes contrastées (été / hiver)	mesures quantitatives	Identique à toutes les campagnes. Représentatif de la fréquentation usuelle des locaux.	Multiplés dépendant du site (pièces de vies ainsi que les zones d'accumulation).	hiver et été durant 4 ans (pour bilan quadriennal)

TABEAU 25 – DIMENSIONNEMENT DES MESURES DE CONCENTRATIONS DANS L’AIR INTERIEUR EN FONCTION DES OBJECTIFS

Les recommandations formulées dans le tableau ci-dessus ne concernent pas :

- l'exposition des travailleurs pour lesquels les Valeurs Limites d'Expositions Professionnelles (VLEP) sont applicables. En effet pour ces populations, les durées de prélèvement et la périodicité seront spécifiques ;
- les situations d'urgence pour lesquelles la période de mesure peut être imposée par le degré d'urgence de la situation. Elle pourra donc ne pas être propice au transfert. Dans ce cas, il peut être pertinent de simuler un transfert et/ou un confinement maximisant les concentrations dans l'air intérieur.

Comme il a été montré précédemment, la variation temporelle des concentrations dans l'air intérieur peut être importante. Ainsi, pour l'évaluation des expositions chroniques des populations,

les durées de prélèvement les plus longues possibles devront être privilégiées. En particulier, pour des habitations, les prélèvements devront intégrer les périodes nocturnes. Cependant, en cas de suspicion de sources domestiques de pollutions (tabagisme, utilisation potentielle durant la durée du prélèvement de produits dégageant des COV dans l'air intérieur similaires à ceux recherchés), la mesure pourra être réalisée sur une durée réduite afin d'éviter de tels facteurs de confusion. Une durée minimale de plusieurs jours est cependant souhaitable.

Les prélèvements sur supports adsorbants passifs sont privilégiés pour les longues durées de prélèvement (voir annexe 5). Pour les prélèvements par pompage actif sur supports adsorbants ou aspiration naturelle dans des canisters, les durées sont respectivement limitées à classiquement à 24 h (ou moins si absence de source d'alimentation électrique) et quelques jours.

Les mesures semi-quantitatives au PID ne permettent pas de discriminer les polluants présents. Ainsi, compte tenu du bruit de fond en COV dans les bâtiments (pouvant atteindre plusieurs dizaines voire plusieurs centaines de ppb), l'intérêt de telles mesures est limité aux bâtiments pour lesquels les transferts sont significatifs. Pour identifier les émissions, les mesures devront être réalisées au plus proche des zones de transferts (au niveau des sols, des réseaux et arrivées d'eau) avec un maillage suffisamment fin permettant de discriminer ces zones de circulations préférentielles. Le screening à l'aide d'un PID constitue un outil de diagnostic pouvant apporter des indices précieux. Ainsi, compte tenu de sa facilité de mise en œuvre et de son coût limité, son utilisation est recommandée dans tous les cas lors de l'étude préalable.

6.6. VALORISATION DES MESURES

6.6.1. Réponses apportées par les mesures de concentrations dans l'air intérieur

Les chapitres précédents ont montré que compte tenu de la variabilité temporelle et spatiale des concentrations dans l'air intérieur, les mesures à réaliser doivent être préalablement étudiées à travers l'analyse du contexte et les diagnostics antérieurs. Ce sont en effet les **spécificités du site** et les **objectifs des mesures** qui conduiront à définir la stratégie et le plan d'échantillonnage.

La Figure 71 ci-dessous synthétise les différentes étapes d'études qui nécessiteront la mise en œuvre de mesures dans l'air dans le cadre d'un bâtiment existant. Elle est réalisée à partir de la figure 8-a présentée au § 1.5. Les mesures dans l'air intérieur sont représentées sur fond bleu, le recours à d'autres diagnostics (mesures de concentration, de flux, des paramètres physiques...) est représenté sur fond gris et le recours à de la modélisation sur fond orange. Les types de modèles sont développés dans le §7.

Le niveau d'approfondissement de la connaissance des liens entre la pollution dans le milieu souterrain et la dégradation de la qualité de l'air est dépendant du site et des enjeux identifiés (risque sanitaire en particulier). Ainsi, les mesures à réaliser seront choisies parmi le panel de celles présentées dans ce chapitre.

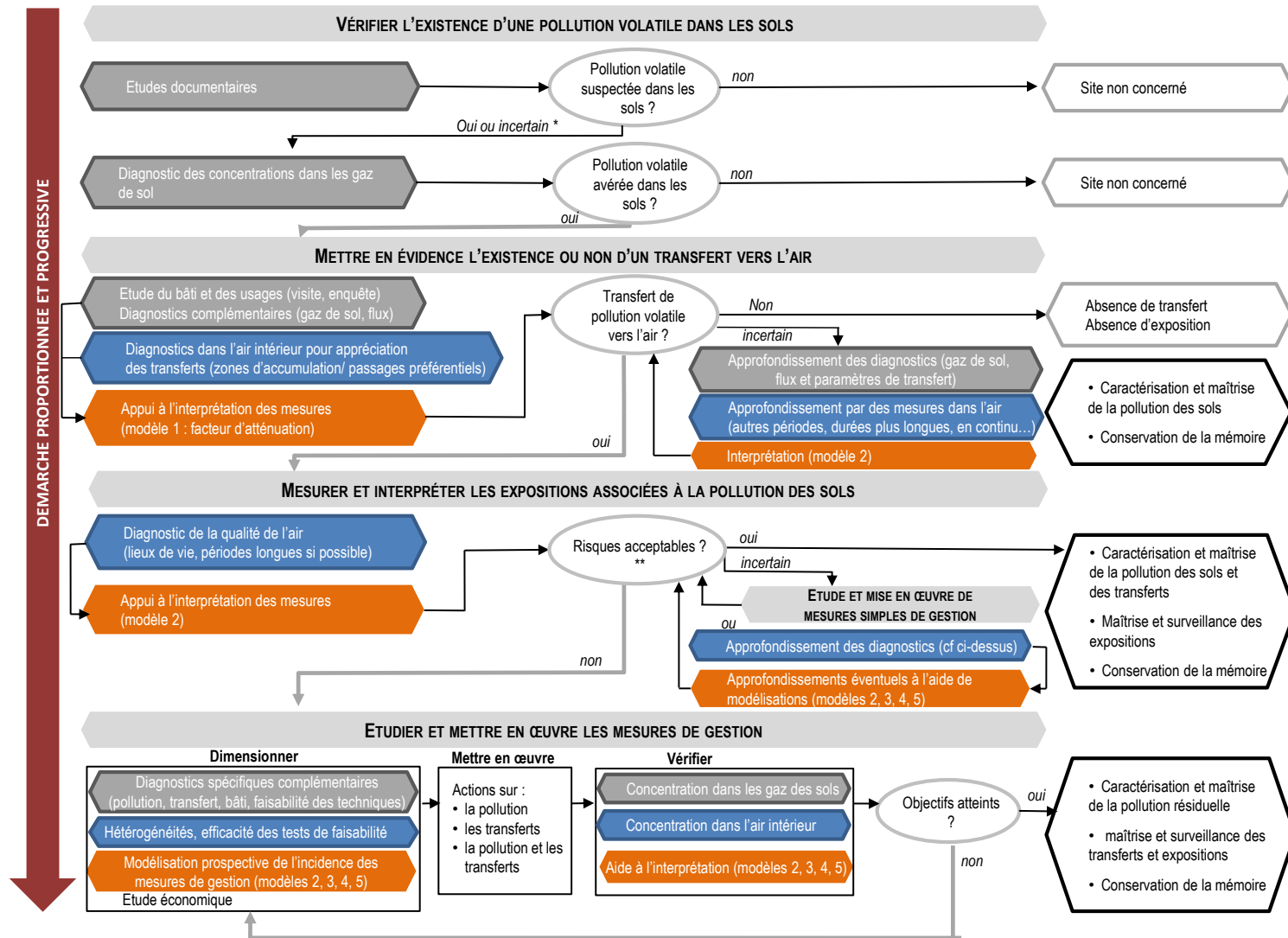


FIGURE 71 – SYNTHÈSE OPERATIONNELLE DES MESURES A CONDUIRE DANS L'AIR INTERIEUR DANS LE CADRE D'UNE IEM – LIEN AVEC D'AUTRES MESURES ET AVEC LA MODELISATION

Chaque mesure de concentrations dans l'air intérieur répond à un objectif spécifique (voir les 4 objectifs présentés en Figure 61 et le Tableau 25). Si certaines mesures peuvent répondre à plusieurs objectifs, il convient de préciser que :

- les mesures réalisées dans un cadre de compréhension (identification des zones émissives, dimensionnement des mesures de gestion) ne sont pas représentatives de l'exposition des populations ;
- a contrario, les mesures réalisées pour la caractérisation des expositions ne permettront généralement pas à elles seules de dire si cette pollution provient du milieu souterrain ou de dimensionner les mesures de gestion à mettre en œuvre.

Sur ce second point, il faut mentionner en particulier les facteurs de confusion sur l'interprétation des mesures d'exposition. En effet, ces mesures intègrent à la fois ce qui provient du milieu souterrain et le bruit de fond associé aux aménagements, mobiliers et aux usages des occupants (voir § 6.4.3). Ainsi, en l'absence de recours à d'autres éléments, l'interprétation de telles mesures ne permet pas d'évaluer la surexposition des populations à la pollution du milieu souterrain.

6.6.2. Recours à d'autres mesures

Les mesures de concentrations dans l'air des sols ou de flux à l'interface sol/air ou encore des paramètres physiques gouvernant le transfert des pollutions présentent un intérêt dans la compréhension de l'intrusion gazeuse des pollutions vers l'air intérieur et l'air extérieur. Le recueil de ces informations complémentaires est à proportionner aux enjeux et à la complexité du site (voir les chapitres traitant de ces mesures).

Il convient cependant de mentionner que l'interprétation des mesures de concentration dans l'air nécessite dans tous les cas :

- la connaissance durant les mesures des conditions météorologiques et des conditions d'aération et d'usages de ces espaces ;
- la connaissance de la qualité de l'air extérieur participant au renouvellement de l'air intérieur.

Parallèlement, compte tenu de la relation forte entre ces concentrations dans l'air et celles présentes dans le milieu souterrain, la mesure en parallèle de ces teneurs dans les gaz de sols est recommandée pour asseoir les interprétations conduites.

Enfin, dans certains cas, il peut être pertinent pour connaître le bruit de fond dans l'air de réaliser des mesures dans des environnements comparables non exposés à la pollution du sol (environnements témoins). Il faut cependant garder à l'esprit que de tels environnements devront présenter les mêmes sources internes de pollution (revêtements, mobiliers, usages, ...) au risque de ne pas pouvoir s'en servir pour l'interprétation.

6.6.3. Recours à la modélisation

La modélisation peut être tour à tour un outil de compréhension et de dimensionnement des campagnes de mesures (en amont par l'utilisation de facteurs empiriques (MODELE 1) ou de solutions analytiques (MODELE 2)) puis d'interprétation des concentrations effectivement mesurées afin d'intégrer les conditions spécifiques d'une ou plusieurs campagnes de mesures. A ce stade, si l'utilisation des solutions analytiques (MODELE 2) est la plus fréquente, le recours à des modèles permettant d'intégrer la variabilité spatiale et temporelle des données (MODELES 3, 4 ou 5) peut être pertinente dans certains contextes, étant entendu que leur mise en œuvre doit être proportionnée aux enjeux et à la complexité du site.

Notons enfin que les mesures de concentration dans l'air constituent des données de calage de ces modèles s'ils sont utilisés pour prédire des situations futures.



6.7. BIBLIOGRAPHIE

Normes

- AFNOR (1995) Norme XP X43-402 : 1995 Qualité de l'air - Stratégie d'échantillonnage des polluants chimiques de l'atmosphère intérieure des locaux – Recommandations. Aout 1995
- AFNOR (2001) Norme NF EN ISO 16017-1 :2001. Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 1 : échantillonnage par pompage
- AFNOR (2003) Norme NF EN ISO 16017-2 :2003. Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 2 : échantillonnage par diffusion
- AFNOR (2006) Norme NF EN ISO 16000-1 : 2006 Air intérieur - Partie 1 : aspects généraux de la stratégie d'échantillonnage. Juillet 2006
- AFNOR (2007) Norme NF EN ISO 16000-5 :2007. Air intérieur - Partie 5 : stratégie d'échantillonnage pour les composés organiques volatils (COV) – mai 2007
- AFNOR (2011) Norme NF X 31-620 :2011. Qualité du sol – prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Révision de juin 2011
- AFNOR (2011) Norme NF X46-040 :2011 Traitement du radon dans les immeubles bâtis - Référentiel de diagnostic technique relatif à la présence de radon dans les immeubles bâtis - Mission et méthodologie – février 2011
- AFNOR (2011) Norme ISO 16000-3 :2011 Air intérieur - Partie 3 : dosage du formaldéhyde et d'autres composés carbonylés dans l'air intérieur et dans l'air des chambres d'essai - Méthode par échantillonnage actif – octobre 2011
- AFNOR (2012) Norme NF EN ISO 16000-6 :2012. Air intérieur - Partie 6 : dosage des composés organiques volatils dans l'air intérieur des locaux et chambres d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA(R), désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant MS ou MS/FID – mars 2012
- AFNOR (2012) Norme NF ISO 11665-1, -4, -5, -6, -7 .octobre 2012 Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Air : radon 222 –
Partie 1 : origine du radon et de ses descendants à vie courte, et méthodes de mesure associées
Partie 4 : méthode de mesure intégrée pour la détermination de l'activité volumique moyenne du radon avec un prélèvement passif et une analyse en différé
Partie 5 : méthode de mesure en continu de l'activité volumique
Partie 6 : méthode de mesure ponctuelle de l'activité volumique
Partie 7 : méthode d'estimation du flux surfacique d'exhalation par la méthode d'accumulation
- AFNOR (2013) Norme NF ISO 11665-8 :2013. Mesurage de la radioactivité dans l'environnement - Air : radon 222 - Partie 8 : méthodologies appliquées aux investigations initiales et complémentaires dans les bâtiments – janvier 2013

Réglementation

- Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement
- Décret n°2011-1728 du 2 décembre 2011 relatif à la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public. JORF n°0281 du 4 décembre 2011
- Décret n°2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène. JORF n°0281 du 4 décembre 2011

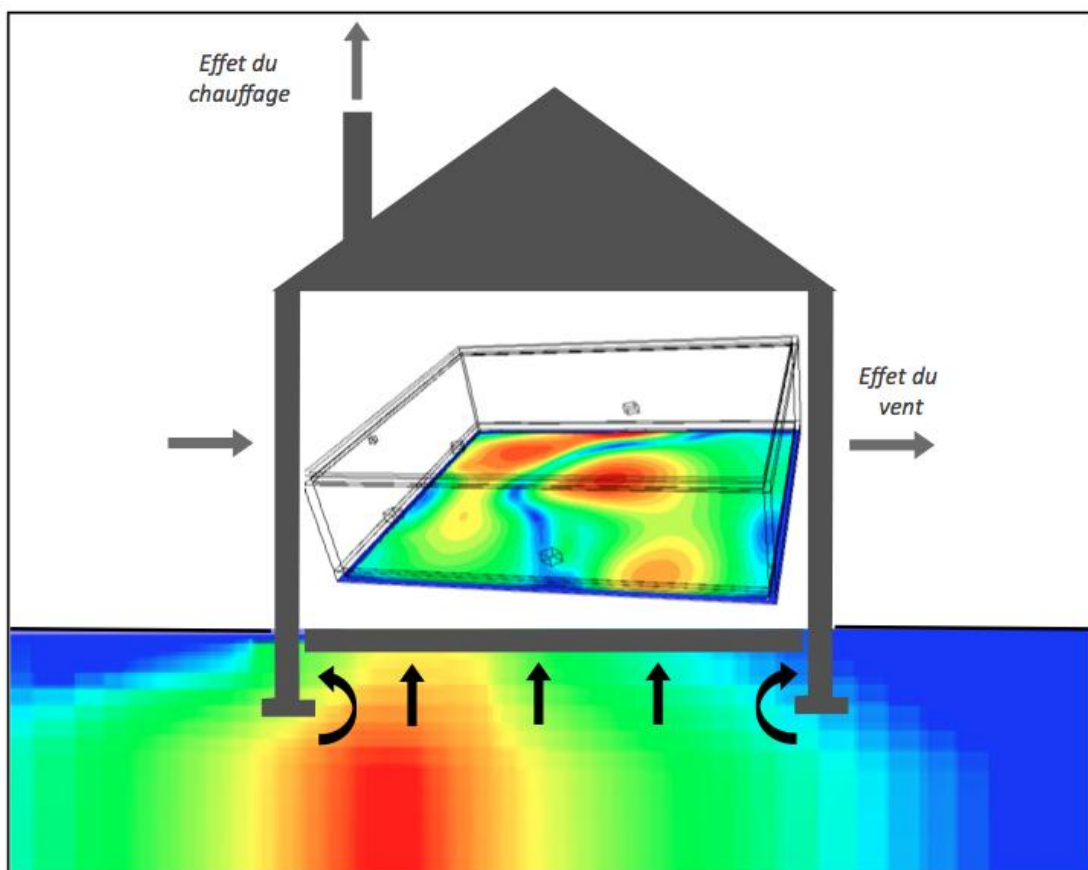
- Décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public. JORF n°0005 du 6 janvier 2012
- Circulaire du 4 mai 2010 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents [NOR: DEVP1010635C]
- Circulaire du 17 décembre 2012 relative aux diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescents -Deuxième vague de diagnostics [NOR: DEVP1238100C]
- Directive n° 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe
- Arrêté du 5 décembre 2012 modifiant l'arrêté du 31 août 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2345 relative à l'utilisation de solvants pour le nettoyage à sec et le traitement des textiles ou des vêtements
- Circulaire du 16 août 2013 relative aux installations de nettoyage à sec visées par la rubrique 2345 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement
- Arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public (J.O n° 185 du 11 août 2004 page 14359 - texte n° 25)
- Avis relatif à la note d'information technique définissant les actions à mettre en œuvre sur les bâtiments pour la gestion du risque lié au radon pris en application de l'article 9 de l'arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public (J.O n° 44 du 22 février 2005 page 2982 texte n° 116)

Littérature mentionnée

- Akoua A. A. (2004). Appréciation de l'efficacité de la ventilation pour l'étude de la qualité de l'air intérieur. Thèse de doctorat de génie civil soutenue le 24 octobre 2004, Université de La Rochelle – CSTB Marne-la-Vallée
- Akoua A. A., Allard F., Beghein C., Collignan B. (2004). Analysis of Contaminant Removal Efficiency Indices in Ventilated Rooms. International Journal of Ventilation, Volume 3 Number 2, September 2004.
- Chafi F. (2010). Développement d'un modèle zonal pour la simulation thermo-aéraulique des bâtiments multizones. Thèse de doctorat en génie mécanique. Soutenue le 17 mars 2010. Ecole de Technologie Supérieure de l'Université du Québec.
- DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Final VIG, October 2011.
- Fast and al. (1987). De bijdrage van verontreiniging dan de lucht in woningen. Report n°6 in de publicatiereeks milieubeheer. VROM The Netherlands
- Hazebrouck B., Gay G., Hulot C. (2005). Vapor emissions from contaminated soils into buildings : Developments of the volasoil model for multilayer soil. CONSOIL 2005
- INERIS (2010) Caractérisation de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles, DRC-10-109454-02386B
- INVS (2010). Guide de gestion de la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant du public. Direction générale de la santé. France
- ITRC (2007). Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). January, 2007
- Joubert P., Le Quéré P., Béghein C., Collignan B., Couturier S., Glockner S., Groleau D., Lubin P., Musy M., Sergent A., Vincent S. (2005). A Numerical Exercise for Turbulent Natural Convection and Pollutant Diffusion in a Two Dimensional Partially Partitioned Cavity. International Journal of Thermal Sciences 44 (2005) 311 – 322.

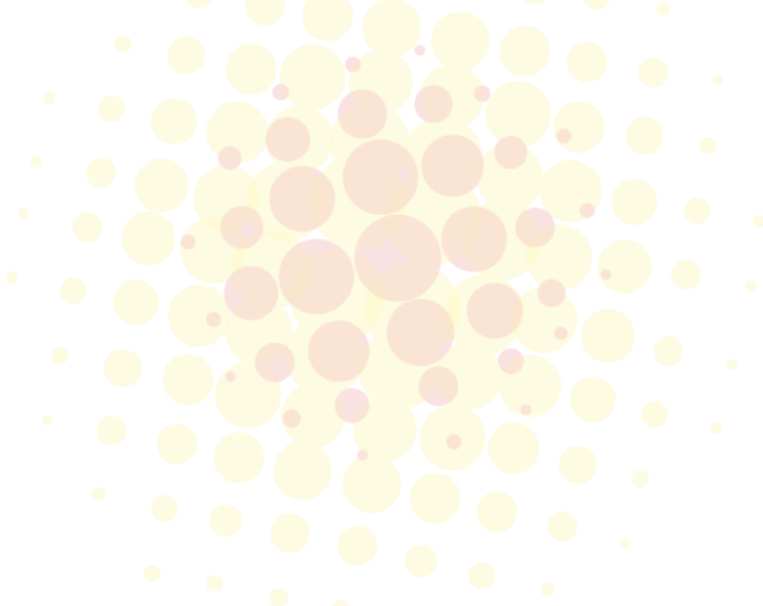


- Koffi J. (2009) Analyse multicritère des stratégies de ventilation en maisons individuelles. Thèse de doctorat de génie civil soutenue le 8 juillet 2009, Université de La Rochelle – CSTB Marne-la-Vallée
- MEDD (2007). La démarche d'Interprétation des Milieux. Sites et sols pollués, des outils pour agir. VO (08/02/07)
- MADEP (2002). Indoor air sampling and evaluation guide. WSC -02-430. 106 pp + annexes.
- MADEP (2011). Interim Final Vapor Intrusion Guidance. WSC -11-435. 102 pp + annexes
- Mora L. (2003) Prédiction des performances thermo-aérauliques des bâtiments par association de modèles de différents niveaux de finesse au sein d'un environnement orienté objet. Thèse de Doctorat, France, Université de la rochelle, Laboratoire d'étude des phénomènes de transfert appliqués au bâtiment.
- NYSDOH (2006) Guidance for Evaluation Soil Vapor Intrusion in the State of New York. New York State - Department of Health. October 2006
- OHIO EPA (2010) Sample collection and evaluation of vapor intrusion to Indoor Air. For rmedial response and voluntraty action programs. Guidance Document. 50 pp + annexes.
- OQAI (2006) Campagne nationale Logements. Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur. Rapport final. DDD/SB-2006-57 de novembre 2006.
- OSWER (2013 draft) Final Guidance for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface sources to indoor air (external review draft, avril 2013)
- Powaga E., (2013) Evaluation de l'atténuation des concentrations dans l'air entre étages d'un bâtiment. Journées techniques « Gestion des sites et sols pollués », Séance : Les substances volatiles : caractérisation, modélisation des transferts, surveillance. Retour d'expérience des projets CITYCHLOR, FLUXOBAT et ATTENA, 29 mai 2013, Paris. Communication orale
- Powaga E., Perronnet K. (2013) Evaluation de l'influence de la métrologie et du tirage thermique sur les conditions d'ambiance du site atelier : mesures et interprétation des concentrations dans l'air intérieur. Journées techniques « Gestion des sites et sols pollués », Séance : Les substances volatiles : caractérisation, modélisation des transferts, surveillance. Retour d'expérience des projets CITYCHLOR, FLUXOBAT et ATTENA, 29 mai 2013, Paris. Communication orale
- Santé Canada (2010) Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part VII: Guidance For Soil Vapour Intrusion Assessment At Contaminated Sites ISBN: 978-1-100-17674-1
- Stoop and al. (1998). Results of the second Dutch National survey on radon in dwellings. RIVM n°610058006
- US DoD (2009). Vapor Intrusion Handbook, Department of Defense. January 2009
- US-EPA (2008). Engineering Issue. Indoor Air Vapor Intrusion Mitigation Approaches. EPA/600/R-08-115



CHAPITRE 7

MODELES ET FONCTIONNALITES





7. MODELES ET FONCTIONNALITES

7.1. TYPOLOGIE DES MODELES

La modélisation des transferts de COV depuis le milieu souterrain vers l'air intérieur et extérieur peut prendre de nombreuses formes dans chaque compartiment (ZNS, interface sol – air et air intérieur ou extérieur), ceux-ci étant très différents en terme de physique et de dynamique. A l'heure actuelle, seuls les modèles analytiques intégrant les 3 compartiments (Johnson & Ettinger, 1991 Waitz et al. 1996, Bakker et al.2008,...) sont généralement utilisés. Des outils dédiés à chaque compartiment sont néanmoins disponibles mais ils sont généralement utilisés pour des problématiques différentes de celles de ce guide : modèle numérique du milieu souterrain, par exemple pour le dimensionnement de système de venting, modèle numérique dédié aux bâtiments (modèles nodaux, CFD...) pour le dimensionnement aéraulique et thermique des bâtiments, Certains de ces outils ont été testés dans le cadre du projet FLUXOBAT et ont présenté un intérêt notable pour la problématique de ce guide.

Ainsi, les différents modèles disponibles ont été rassemblés en 7 types (cf. Tableau 26), chacun correspondant à une combinaison de modèles pour chacun des compartiments. Certains modèles sont dit 'intégrés' ou 'intégraux' car ils permettent de modéliser tous les compartiments simultanément (modèle 2 et 7), tandis que d'autres sont dits en 'couplage faible' (modèle 3, 4, 5 et 6) car ils sont une combinaison de modèles couplés généralement via le débit massique de COV entrant dans le bâti (celui-ci est calculé dans le modèle ZNS + dalle et entré comme conditions aux limites dans les modèles aérauliques).

Les types de modèles sont décrits au § 7.3.

Le choix du type de modèle sera guidé par le (ou les) objectifs de la modélisation (§7.2) en lien avec ce que permettent de faire ces modèles (§ 7.3) et la physique à prendre en compte dans chaque compartiment (§7.4).

Types de modèles	Descriptif	Illustration
(modèle 1) Modèles empiriques	Facteur d'atténuation entre l'air des sols et l'air intérieur	$C_{\text{air intérieur}} = \alpha \cdot C_{\text{gaz du sol}}$
(modèle 2) Modèles analytiques intégrés	Modèles analytiques des 3 compartiments couplés. (1D vertical)	
(modèle 3) Couplages de modèle analytique (ZNS + dalle) et modèle nodal dans l'air intérieur (/ modèle analytique dans l'air extérieur)	Couplage « faible »* Le modèle nodal dans l'air intérieur apporte des éléments sur la dynamique temporelle des concentrations dans différentes zones de l'air intérieur	
(modèle 4) Couplages de modèle analytique (ZNS + dalle) et de modèle numérique dans l'air intérieur (/modèle numérique dans l'air extérieur)	Couplage « faible »* Le modèle numérique de l'air intérieur apportant des éléments de compréhension sur les hétérogénéités spatiales fines des concentrations dans l'air intérieur	
(modèle 5) Couplages de modèle numérique (ZNS + dalle) et de modèle analytique ou nodale de l'air intérieur	Couplage « faible »* Le modèle numérique de la ZNS et de la dalle permet la représentation plus fine des transferts et des hétérogénéités spatiales de la pollution dans ces compartiments	
(modèle 6) Couplages de modèle numérique (ZNS + dalle) et de modèle numérique de l'air intérieur (/ air extérieur)	Couplage « faible »* Couplage complexe de modèles numériques de chaque compartiment	
(modèle 7) Modèle numérique intégrale avec des outils multiphysiques	Modèle complexe unique	

*modèle découplés ZNS + dalle d'une part, air intérieur d'autre part

TABLEAU 26 – TYPOLOGIE DES MODELES ET DESCRIPTION

7.2. QUELS MODELES POUR QUELS OBJECTIFS ?

Comme cela est présenté dans les schémas du chapitre de méthodologie générale (les figures 8 pages 41 à 44), le choix de l'outil de modélisation dépend avant tout du niveau d'approfondissement. Les questions posées auxquelles les modèles peuvent répondre sont reprises des prestations décrites dans la norme NFX 31-620 (2011). En Figure 72, les modèles pouvant être utilisés (avec la typologie du Tableau 26) sont présentés au regard de ces objectifs. Ainsi,

- pour **l'évaluation d'un potentiel de transfert** des pollutions vers l'air intérieur dont le résultat sera le schéma conceptuel initial du site permettant de définir les approfondissements requis en terme de mesures, les modèles 1 ou 2 sont recommandés en priorité. Si le **modèle 1** se limite à une évaluation prospective, le **modèle 2** peut être également utile à la compréhension de mesures réalisées dans l'air intérieur. Il permettra au regard d'une schématisation simplifiée du site d'évaluer si un transfert peut exister vers l'air intérieur.
- pour **l'évaluation des transferts et des expositions** aux pollutions provenant du sol, ce sont les **modèles 2** qui sont le plus communément utilisés. Cependant, pour des situations complexes, les modèles analytiques (modèles 2) sont parfois inadaptés pour réaliser une évaluation réaliste des concentrations d'exposition. Ainsi, pour des environnements intérieurs complexes et des usages particuliers de ces espaces, le recours à des modélisations spécifiques de la variation temporelle ou spatiale des concentrations dans l'air intérieur est parfois pertinente (respectivement **modèle 3 et modèle 4**). Parallèlement, pour des systèmes hétérogènes vis-à-vis de la pollution dans le sol, de la lithologie ou des interfaces avec le bâtiment, le recours à la modélisation numérique du milieu souterrain est recommandé (**modèle 5**).

Compte tenu du budget temps nécessaire au déploiement des modèles 3, 4 et 5, l'analyse coût/bénéfice devra être conduite au préalable et les choix proportionnés aux enjeux à protéger.

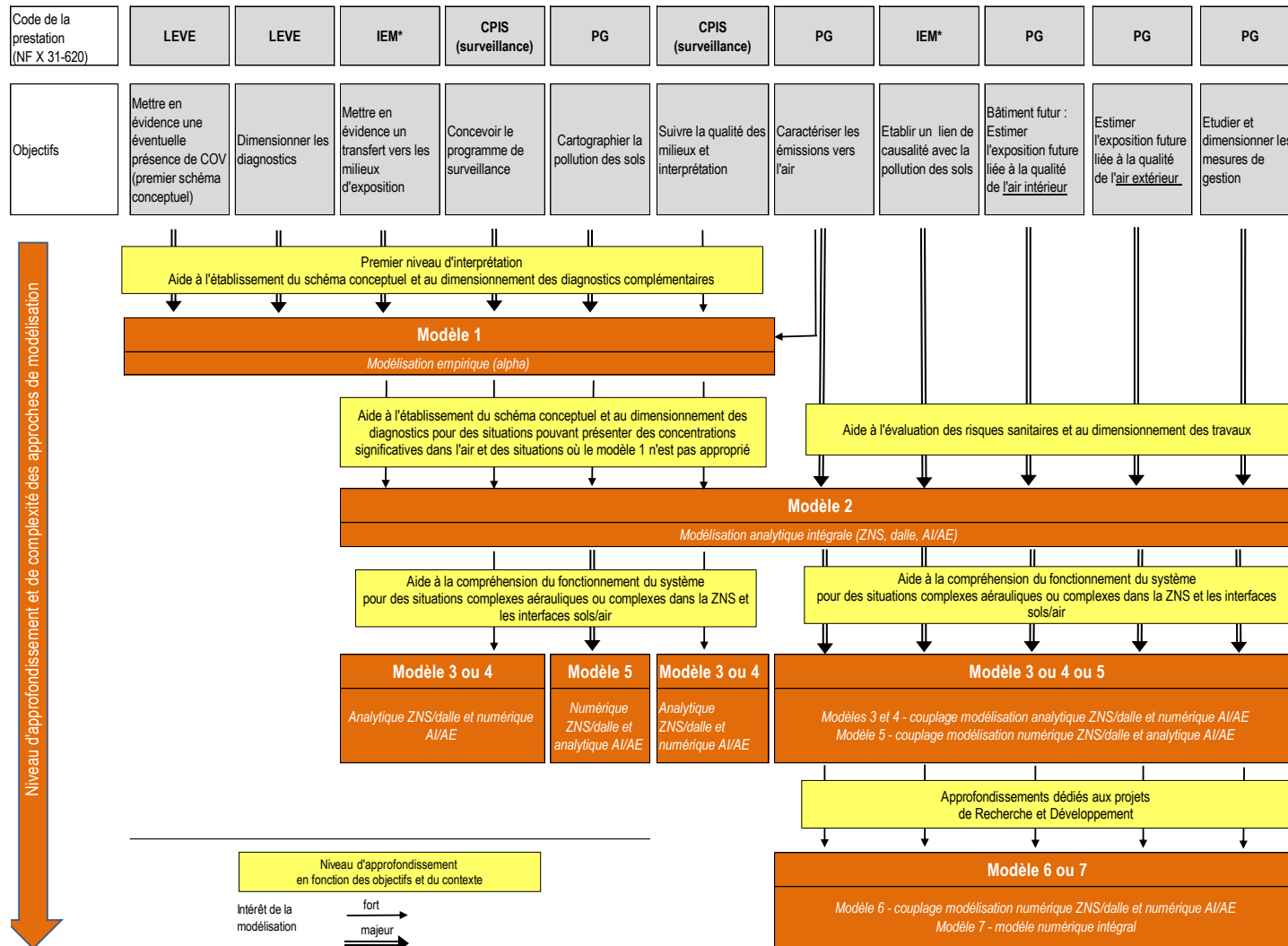
- pour **l'étude et le choix des mesures de gestion ainsi que leur dimensionnement**, les recommandations concernant l'utilisation des **modèles 2, voire 3, 4 ou 5** est identique à celle mentionnée pour l'évaluation des transferts et des expositions.

Une distinction doit être faite entre les modélisations descriptives et prospectives.

- **Les modèles 1** seront toujours utilisés à des fins prospectives et ne pourront pas l'être à des fins descriptives dans la mesure où le facteur d'atténuation entre les concentrations dans les gaz de sol et l'air intérieur est totalement dépendant des caractéristiques du site. Pour les modélisations prospectives, les modèles 1 sont généralement utilisés quand peu de données sont disponibles. A ce stade de la connaissance du site, des écarts majeurs avec les concentrations dans l'air intérieur ne peuvent être exclus, conduisant à ne recommander leur usage qu'à des fins de discrimination des situations problématique. Pour le site atelier (voir annexe 9-C), l'application des facteurs d'atténuation de la littérature conduirait par exemple à des concentrations dans l'air intérieur de plusieurs ordres de grandeur supérieurs aux mesures réalisées quand le terme source considéré correspond aux mesures dans la source.
- **Les modèles 2, 3, 4 et 5** seront utilisés à des fins descriptives et prospectives.

Dans tous les cas, la modélisation ne pouvant être réalisée en l'absence de mesures adaptées, les données nécessaires ainsi que les sources de ces données sont décrites au § 8.

La description des différents types de modèles est présentée dans le § 7.3.



* Dans le cadre des IEM, l'évaluation du potentiel de transfert et des expositions devront nécessairement reposer sur des mesures de concentration dans l'air

FIGURE 72 – QUELS MODELES POUR QUELS OBJECTIFS ?



7.3. DESCRIPTIF DES MODELES

7.3.1. Modèle 1

Le modèle 1 constitue un premier niveau d'interprétation des concentrations mesurées dans les gaz de sol. En effet, après avoir mis en regard les concentrations mesurées dans les gaz du sol avec les autres informations sur la pollution dans le milieu souterrain (analyses sur les eaux souterraines, sur la matrice solide), voire les concentrations théoriques à saturation en présence d'une phase organique⁴⁸, le modèle 1 permet une première interprétation des transferts potentiels vers l'air intérieur.

Estimation des concentrations dans l'air intérieur

A ce stade, l'application du modèle 1 n'a pas pour objectif d'estimer les concentrations d'exposition dans l'air intérieur mais de réaliser une évaluation **qualitative** de l'impact de la pollution du milieu souterrain sur l'air intérieur. Il permettra d'établir le premier schéma conceptuel du site.

Cette évaluation qualitative permet de classer le site en 2 catégories :

- les sites sur lesquels les concentrations dans l'air peuvent être significatives ;
- les sites où le transfert vers l'air intérieur n'est pas significatif,

Cette analyse présuppose que les polluants considérés sont volatils, que des mesures dans les gaz de sol ont été réalisées et qu'elles sont jugées représentatives.

L'appartenance à telle ou telle catégorie est réalisée par l'estimation de l'impact à l'aide d'un facteur d'atténuation empirique α qui s'exprime comme suit :



$$\alpha = C_{\text{air intérieur}} / C_{\text{gaz des sols}} \quad (56)$$

Le facteur d'atténuation α est adimensionnel et inférieur à 1.

En France, ce facteur d'atténuation n'est, à l'heure actuelle, généralement pas utilisé par les bureaux d'études dans le cadre des prestations classiques de sites pollués, mais il l'est néanmoins dans le cadre d'études sur les établissements sensibles (ETS). Le document de gestion des diagnostics pour ces établissements (ADEME, 2011) présente en effet 4 facteurs de dilution ($1/\alpha$) pouvant être appliqués aux résultats dans les gaz du sol de 1, 10, 100 et 1000 en fonction des constats réalisés au cours de la visite approfondie du site. La traduction de ces constats en facteurs de dilution n'est cependant pas donnée.

En Suède et Norvège, les facteurs d'atténuation considérés depuis 1996 tiennent compte uniquement d'un transfert diffusif entre l'air des sols et l'air intérieur (ils sont respectivement de 0,00005 et 0,0005).

Aux Etats Unis et au Canada, la réalisation de nombreuses études depuis les années 90 a permis la bancarisation de facteurs d'atténuation mesurés sur des sites bâtis (initiée en 2002, EPA, 2008, EPA, 2012). Le contenu de la base de données est synthétisé dans le tableau ci-dessous, celle-ci est accessible sur internet.

⁴⁸ Pour ce faire, en cas de pollution multicomposés, le logiciel OREOS pourra être utilisé pour l'interprétation des concentrations mesurées sur des échantillons de sol et d'eau (www.oreos-software.com)

Polluants concernés	COHV (grande majorité) et hydrocarbures non halogénés (moins de 3 % des données)
Nombre de bâtiments	41 sites et 913 bâtiments. 31 sites présentent moins de 10 bâtiments, 8 sites entre 10 et 50 bâtiments et 2 sites plus de 200 bâtiments.
Type de bâtiments	85 % de résidentiel, 10% de bâtiments institutionnels ou commerciaux et 5% de bâtiment à usages multiples
Couples de mesures air intérieur – eaux souterraines	1021 (35 %)
Couples de mesures air intérieur – air des sols sous dalle du bâti (subslab)	1582 (54 %)
Couples de mesures air intérieur – air des sols en dehors de l’emprise du bâti	235 (8%)
Couples de mesures air intérieur – air du vide sanitaire	91 (3%)

TABLEAU 27 – CARACTERISTIQUES DE LA BASE DE DONNEES DES FACTEURS D’ATTENUATION DE L’EPA (EPA, 2012)

Après traitement des données et prise en compte des mesures significatives d’un impact, pour les bâtiments résidentiels, les facteurs d’atténuation médian et centile 95 obtenus pour cette catégorie de bâtiments (EPA, 2012) sont repris dans le tableau ci-dessous. Mentionnons que les facteurs présentés dans le Tableau 28 sont indépendants des substances (parmi les COHV), en effet, l’EPA (2012) ne met pas en évidence de différence significative entre les différentes substances.

	α (-) médian	α (-) Percentile 95	Nombre de mesures considérées
α considérant la concentration sous dalle (subslab)	0,003	0,01 à 0,03	431
<i>Résidence sur sous-sol</i>	<i>0,003</i>	<i>0,03</i>	
<i>Résidence sur terre plein</i>	<i>0,003</i>	<i>0,01</i>	
α considérant la concentration dans les gaz de sols en dehors de l’emprise du bâtiment	0,004	0,3	106
α considérant la concentration dans l’air du vide sanitaire	0,4	0,9	45
α considérant la concentration à l’équilibre avec la nappe (terme source)	0,00007	0,001	774
<i>Dépendant de la lithologie et de la profondeur de la nappe</i>	<i>0,00004 à 0,0006</i>	<i>0,0005 à 0,007</i>	

TABLEAU 28 –FACTEURS D’ATTENUATION MESUREES POUR LES COHV DES BATIMENTS RESIDENTIELS (EPA, 2012)

Le traitement statistique de cette base de données associé à la réalisation de modélisations de cas type avec le modèle analytique de Johnson and Ettinger (1991) a conduit les différentes instances américaines à retenir leurs propres coefficients d’atténuation. Le Tableau 29 ci-dessous présente les recommandations de 4 guides (MADEP, 2011 ; DTSC, 2011 ; OSWER, 2013 ; Sante Canada, 2010). Les différences entre un bâtiment à usage résidentiel et un bâtiment commercial sont liées aux caractéristiques du bâtiment et aux taux de renouvellement d’air différents.

Usage considéré / Source considérée	Bâtiment à usage résidentiel	Bâtiment à usage commercial
Gaz des sols sous dalle (subslab)	0,014 MADEP 0,03 OSWER * 0,05 DTSC	0,014 MADEP - -
Gaz des sols à une distance donnée du bâti (pas nécessairement en dessous du bâti)	0,03 OSWER * (à + de 1,5m) 0,002 Santé Canada ** (1m)	- 0,0004 Santé Canada ** (1m)
Air du vide sanitaire	1 OSWER * 1 DTSC	- -
Au contact des eaux souterraines ou de la source de contamination pour DTSC, 2011	0,001 OSWER * 0,001 à 0,002 DTSC 0,001 Santé Canada ** (5m)	- 0,0005 à 0.001 DTSC 0,0002 Santé Canada ** (5m)

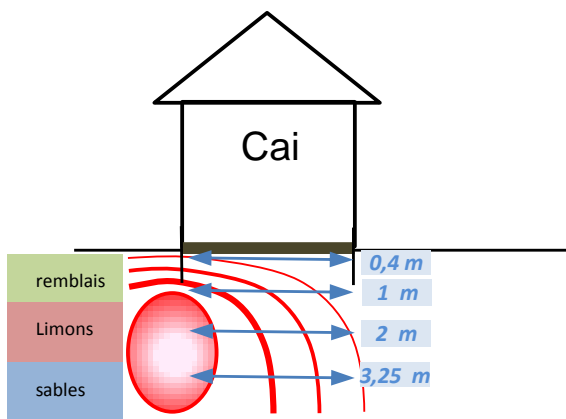
* pour OSWER il s'agit des préconisations du document provisoire qui devrait paraître en version définitive

** traduit des graphiques proposés par Santé Canada établis pour différentes lithologies (la valeur maximale est reprise dans le tableau) et fonction de la profondeur de la mesure (la profondeur considérée est affichée)

TABLEAU 29 –FACTEURS D’ATTENUATION RETENUS PAR DIFFERENTS GUIDES AUX ETATS UNIS ET AU CANADA (MADEP, 2011 ; DTSC, 2011 ; OSWER, 2013 ; SANTE CANADA, 2010)

Application au site atelier FLUXOBAT

L'interprétation des mesures moyennes de concentrations mesurées sur le site atelier de FLUXOBAT à l'échelle du bâtiment de 168 m² conduit à des facteurs d'atténuation ci-contre.



	Jun 2012	Mars 2012
α (Cgaz mesurée à 0.4 m sous dalle) 11 points de mesures	0,0008	0,002
α (Cgaz mesurée à 1 m sous dalle) 11 points de mesures	0,0004	0,0008
α (Cgaz mesurée à 2 m sous dalle) 3 points de mesures	0,0001	0,00009
α (Cgaz mesurée à 3,25 m sous dalle) 3 points de mesures	0,00008	0,00009

Au regard de la médiane de l'EPA (EPA, 2012) réalisée à partir des concentrations sous dalle, les facteurs α obtenus sur le site atelier sont faibles en période estivale mais comparables en période hivernale (en présence de chauffage).

Toujours pour les concentrations proches de la dalle, les facteurs α mesurés en période hivernale sont 7 à 25 fois plus faibles que ceux recommandés dans le Tableau 29.

TABLEAU 30 –FACTEURS D’ATTENUATION ENTRE LES GAZ DES SOLS ET L’AIR INTERIEUR OBTENUS SUR LE SITE ATELIER FLUXOBAT



Intérêt et limites de la modélisation empirique des transferts

La démarche de screening à l'aide de facteurs d'atténuation s'est beaucoup répandue ces dernières années, elle est une étape en tant que telle de l'évaluation des transferts (OSWER 2013, provisoire).

En France, l'application de ces facteurs d'atténuation permettrait à un stade d'étude amont de discriminer rapidement les situations nécessitant ou non des approfondissements. Il est cependant important de préciser les limites de leur application :

- dans le cadre d'une IEM, même si le résultat tend à montrer l'absence de transfert significatif vers l'air intérieur, des mesures de concentrations dans l'air intérieur devront toujours être réalisées afin de statuer sur l'absence de risque sanitaire. L'application du facteur d'atténuation permet uniquement de dimensionner les campagnes de mesures (en particulier les limites de détection et l'importance de connaître le bruit de fond indépendant de la pollution des sols – voir § 6.4.3) ;
- les mesures de concentrations dans les gaz de sol de sites sans recouvrement de surface (de type enrobé, dalle ou bâtiment), devront être réalisées à une profondeur suffisante pour ne pas être influencés par le profil de diffusion vers l'atmosphère (voir §4.5.2) ;
- pour des sols à porosité de fracture ou des bâtis sur lesquels des circulations préférentielles existent, de tels facteurs ne peuvent être appliqués ;
- le choix du facteur d'atténuation et l'analyse critique des résultats de cette évaluation nécessite un minimum d'expertise.

7.3.2. Modèle 2

Modèles existants

Plusieurs modèles de transfert de vapeurs depuis la zone non saturée et/ou saturée du sol vers l'air intérieur de bâtiment sont disponibles dans la littérature, les premiers datant des années 90. Pour certains, ils sont repris dans des outils multi-médias d'exposition et de risques sanitaires commercialisés, ou téléchargeables sur Internet. Pour d'autres, seules les équations sont disponibles dans des guides ou des publications.

La majorité des auteurs proposent une résolution en régime stationnaire (Johnson and Ettinger, 1991 (source infinie) ; Little et al., 1992 ; Ferguson et al., 1995 ; Sanders and Talimcioglu, 1997 ; Park, 1999 ; Parker, 2003 ; Bakker et al., 2008 ; Yao & al., 2011), d'autres en régime instationnaire (Jury et al., 1984, 1990, 1993 ; Johnson and Ettinger, 1991 (source finie) ; Sanders and Stern, 1994 ; Labieniec et al., 1996 ; Lin and Hildemann, 1995 ; Jeng et al., 1996).

Les équations de Waitz (1996), pour une seule couche de matériau entre la source et l'espace intérieur, ont été adaptées dans un modèle pour plusieurs couches de matériau par Hazebrouck et al. (2005), repris dans INERIS (2012). Ce modèle multicouche a entretemps été intégré aux modèles présentés par Bakker et al. (2008).

Le cas d'une source décroissante (épuisement progressif de la source par le haut) a été présenté dans Hulot et al. (2010) et INERIS (2012).

Enfin, faisant suite aux travaux d'Abdelouhab (2011), des développements récents proposés par Diallo (Diallo, 2013 à paraître) n'ont pu être intégrés dans ce guide. Ces derniers portent notamment sur (i) le développement de modèles analytiques fournissant les débits d'air dus à la convection à travers le sol pour différents types de soubassement : dallage indépendant, dalle portée, vide sanitaire et cave. Des bâtiments avec des murs enterrés et les soubassements avec un lit de gravier sous le plancher bas ont également traités ; ainsi que sur (ii) la prise en compte du transfert couplé des polluants des sols par convection et diffusion auprès des fondations.

L'influence des caractéristiques physiques du soubassement d'un bâtiment est commentée dans plusieurs références dont notamment Diallo et al. (2013) , Mowris et Fisk., 1988, Abreu et Johnson, 2005, Abdelouhab, 2011.

Le Tableau 31 indique les spécificités de plusieurs modèles disponibles.

Descriptor per model	CSoil	Vlier-Humaan	JEM	VolaSoil	Risc	DF Sweden	DF Norway
Compartment/floor							
Slab-on-grade		•	•	•	•		
Concrete basement		•	•	•	•		
Crawl space	•	•		•		•	•
Transport							
Diffusive	•	•	•	•	•		
Diffusive plus convective			•	•	•		
Attenuation factor/empirical						•	•
Source							
Groundwater		•	•	•	•	•	•
Vadose zone	•	•	•	•	•	•	•
Soil gas				•			
Application							
Site-specific assessments		•	•	•	•		
Derivation of screening levels	•	•	•			•	•
Main (original) reference(s)	a	b	c	d	e	f	g

JEM Johnson and Ettinger model, DF dilution factor, • applies for model

^aRikken et al. 2001; Brand et al. 2007

^bJury et al. 1983, 1990

^cJohnson and Ettinger 1991, 1997; Johnson et al. 1998

^dWaitz et al. 1996; van Wijnen and Lijzen 2006; Bakker et al. 2008

^eBP 2001

^fNaturvårdsverket 1996

TABLEAU 31 –SPECIFICITES DES MODELES DISPONIBLES (PROVOOST, 2009)

A titre illustratif, la Figure 73 présente les concentrations modélisées dans l’air intérieur d’un bâtiment sans sous-sol et vide sanitaire par plusieurs d’entre eux pour le benzène et le trichloroéthylène⁴⁹. Il est à souligner comme limite de cette étude comparative que les différents modèles utilisés n’ont pas tous les mêmes conceptualisations des phénomènes de transfert, ni les mêmes typologies constructives. Les modèles Risc-Human et Vlier-Humaan utilisent les mêmes algorithmes pour calculer les concentrations dans l’air du sol et des flux de la fondation de la maison. Cependant, Risc-human n’est pas spécifiquement conçu pour modéliser une maison sans sous-sol ou vide sanitaire, ce qui est le type de construction modélisé dans le scénario retenu, même si les auteurs mentionnent que cela a été pris en compte via la modification de certains paramètres d’entrée dans Risc-Human. Les modèles RISC et RBCA sont basés sur les équations de Johnson & Ettinger, mais le premier avec le cas d’une source infinie, le second également avec une source finie qui a été retenue.

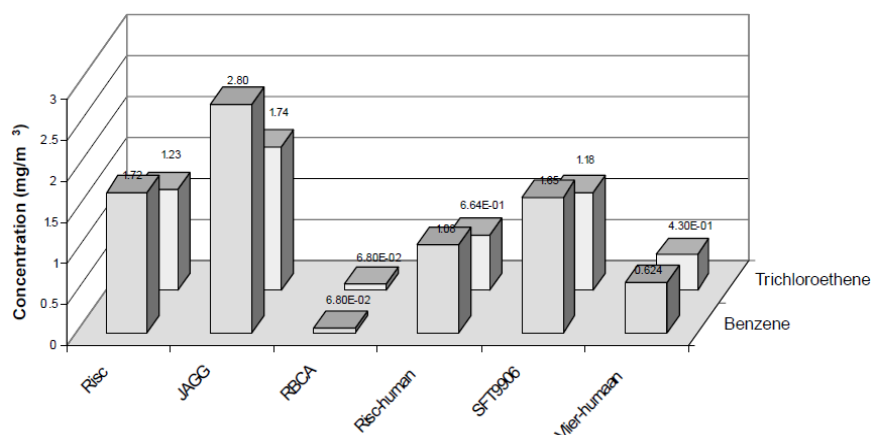


FIGURE 73 – CONCENTRATIONS MODELISEES DANS L’AIR INTERIEUR POUR LE TRICHLOROETHYLENE ET LE BENZENE PAR DIFFERENTS MODELES ANALYTIQUES (ARCADIS, NICOLE, 2004)

⁴⁹ RISC : modèle commercial américain ; JAGG : modèle danois ; RBCA : modèle commercial américain ; Risc-human : modèle hollandais ; STF99 :06 : modèle norvégien ; Vlier-human : modèle belge (région des Flandres)



En France, deux modèles d'émission de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur de bâtiments sont classiquement utilisés : le modèle basé sur les équations de Johnson and Ettinger (1991) (repris notamment par US EPA (2004)) et le modèle de (Waitz et al., 1996), dénommé VolaSoil, auquel Bakker et al. (2008) ont apporté des améliorations.

Présentation générale des modèles

Les approches de modélisation des différents phénomènes de transfert (diffusion, convection, conceptualisation de la dalle de béton des fondations, etc.) et les hypothèses générales sont présentées ci-après.

Les modèles proposent une solution analytique unidimensionnelle pour le transport convectif et diffusif de substances chimiques volatiles depuis le sous-sol vers l'air intérieur d'un bâtiment. Les solutions de ces modèles s'appuient sur un transport stationnaire (une source infinie de substances). La source est considérée comme présente sous le bâtiment avec une extension latérale supérieure à celle du bâtiment.

Les réactions chimiques sont supposées inexistantes, et ne sont pas prises en compte.

Pour les équations générales le lecteur se rapportera en annexe 6 où certaines équations sont présentées et aux documents de référence cités. Par ailleurs, le § 2 présente les équations relatives aux mécanismes de transport.

Les paramètres nécessaires à la mise en œuvre de ces modèles sont présentés au § 8. Ces derniers concernent notamment la localisation de la source, des concentrations, les caractéristiques physico-chimiques des substances et des sols et les caractéristiques des bâtiments (dimension, taux de renouvellement d'air, pressions différentielles, caractéristiques de la dalle, etc.).

Modèle de Johnson and Ettinger [1991]

Le modèle de Johnson and Ettinger [1991] a été conçu pour calculer la concentration dans l'air intérieur d'une pièce située juste au-dessus du dallage constituant l'interface entre le sol et le bâtiment : il peut s'agir d'une pièce d'habitation dans le cas d'un dallage sur terre-plein, ou bien d'une cave (à l'exclusion de celle présentant une partie en sol nu). En revanche, le modèle n'est pas directement adapté au cas des vides sanitaires. Les bâtiments considérés sont des bâtiments résidentiels, ayant une emprise au sol de l'ordre de 100 m².

Selon le principe général du modèle de Johnson and Ettinger [1991], lorsque des substances chimiques volatiles sont localisées sous un bâtiment, la diffusion moléculaire transporte ces substances en phase gazeuse vers la surface du sol jusqu'à ce qu'elles atteignent la « zone d'influence du bâtiment ». Ce transport purement diffusif s'effectue aussi bien à travers la zone dite non saturée qu'à travers la frange capillaire (située à l'interface entre la zone non saturée et la zone saturée) pour une source dans la nappe phréatique. Au sein de la « zone d'influence du bâtiment », les COV sont transportés, à la fois par convection et diffusion, à l'intérieur du bâtiment par les fissures. Seules les fissures dites de retrait, périphériques aux dalles de béton, sont considérées. Le flux de substances volatiles entrant dans le bâtiment sera notamment fonction des propriétés des substances considérées, des caractéristiques des différents horizons lithologiques, de la distance entre la source considérée et la base du bâtiment et des caractéristiques de la dalle.

Cependant, ce principe général n'est pas totalement effectif avec le modèle de Johnson and Ettinger : les seules sources de COV prises en compte sont celles situées en dessous du bâtiment ; la zone d'influence du bâtiment est restreinte à la région en contact avec les fondations ; les mouvements convectifs latéraux à hauteur des fondations ne sont pas considérés.

Par ailleurs, une hypothèse forte du modèle est une possible alimentation d'air depuis l'atmosphère sur le pourtour immédiat du bâtiment. Cet air passe ensuite sous les fondations, se charge en pollution et entre dans le bâtiment par les fissures périphériques.

Ainsi de nombreux aspects tridimensionnels ne sont pas considérés.

Modèles développés Waitz et al., 1996 et Bakker et al., 2008

Les modèles de Waitz et al., (1996) dénommé VOLASOIL, et de Bakker et al. (2008) considèrent qu'une différence de pression entre l'intérieur des bâtiments et le sous-sol entraîne un flux entrant d'air contaminé depuis la source jusque dans le bâtiment, notamment à travers le plancher/les fondations.

Selon les auteurs, lorsque des COV sont localisés sous un bâtiment, la diffusion moléculaire et la convection transportent ces substances en phase gazeuse vers la surface du sol. Les COV sont transportés, à la fois par les mouvements d'air convectifs et diffusifs, à l'intérieur du bâtiment par les fissures de vieillissement. Seules des ouvertures traversantes (représentées sous forme de tubes capillaires) dans la dalle sont considérées. Une même différence de pression est appliquée sur toute la colonne de sol, hypothèse qui paraît peu représentative de la réalité car la zone d'influence diminue avec la profondeur.

Choix du modèle analytique

Les modèles disponibles sont spécifiques à certaines typologies constructives reprises dans la figure ci-après, typologies qui sont à prendre en compte par l'utilisateur pour le choix du modèle.

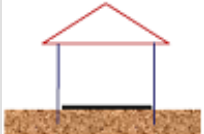
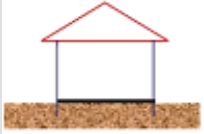


Géométrie du soubassement		Représentation de la dalle et modèle
	Sans vide sanitaire ni cave Dallage indépendant	Fissure de retrait : Johnson & Ettinger (1991), Yao & al. (2011), Bakker & al. (2008)
	Sans vide sanitaire ni cave Dalle portée ou radier	Fissures réparties : Bakker & al. (2008) Milieux poreux équivalent : Bakker & al. (2008)
	Vide sanitaire Dalle portée ou radier	Fissures réparties : Waitz & al. (1996), Bakker & al. (2008)
	Cave Dallage indépendant, dalle portée ou radier	Fissure de retrait : Johnson & Ettinger (1991) Fissures réparties : Waitz & al. (1996), Bakker & al. (2008) Milieux poreux équivalent : Bakker & al. (2008)

FIGURE 74 – ELEMENTS DE CHOIX DU MODELE ANALYTIQUE INTEGRAL (SOUBASSEMENT ET REPRESENTATION DE LA DALLE)

Les travaux de modélisation conduit dans le cadre de FLUXOBAT sur le site atelier (de plain-pied) sont présentés en annexe 9. Ils ont permis de mettre en évidence les écarts significatifs associés à la prise en compte des modèles considérant (i) un transfert uniquement par les fissures périphériques (Johnson et Ettinger, 1991, Yao et al. 2011) et (ii) ceux prenant en compte un transfert uniquement à travers la dalle poreuse (Bakker et al. 2008). La Figure 75 présente ces résultats pour deux conditions de dépression du bâtiment mesurées (été à 0,7 Pa et hiver à 4 Pa) et deux hypothèses en termes de perméabilité apparente de la dalle (8.10^{-14} m^2 et 2.10^{-9} m^2 respectivement pour les tests 6 et 9) et de taille de la fissure périphérique (5 et 1 mm respectivement pour les tests 6 et 9), la perméabilité des remblais siège du terme source étant de 2.10^{-10} m^2 .

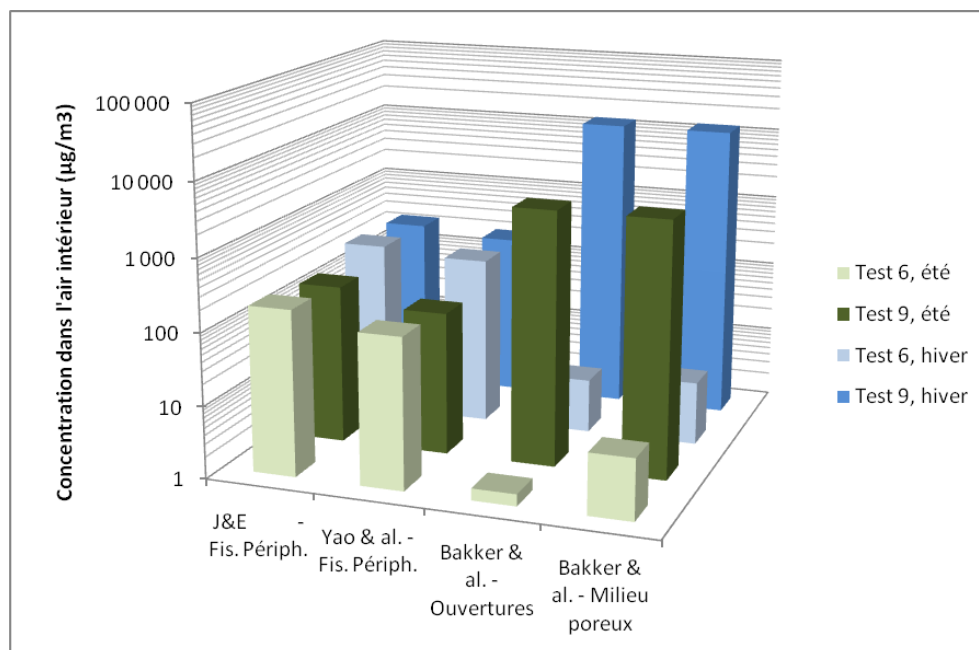


FIGURE 75 – COMPARAISON DES CONCENTRATIONS DANS L’AIR INTERIEUR EN PCE MODELISEES AVEC DIFFERENTS MODELES ANALYTIQUES (SITE ATELIER FLUXOBAT)

La Figure 75 illustre également l’influence du choix des paramètres :

- la taille de la fissure périphérique n’impacte pas significativement les résultats des modèles concernés,
- la perméabilité de la dalle (dans la très grande gamme testée) impacte significativement les résultats (de 3 ordres de grandeur).

L’incidence du choix de tel ou tel modèle par méconnaissance du mode constructif peut modifier les concentrations estimées d’un facteur 30 à 80. Pour une perméabilité de dalle de 8.10^{-14} m², les modèles de fissure périphérique conduisent aux concentrations les plus élevées tandis que pour une perméabilité de dalle de 2.10^{-9} m² a contrario ce sont les modèles de dalle poreuse qui donnent des résultats supérieurs.

Validité des modèles

L’état de l’art et le retour d’expérience du consortium montrent que les modélisations peuvent conduire à des évaluations de concentrations dans l’air intérieur d’un bâtiment sous-estimées ou surestimées de plusieurs ordres de grandeur.

En effet, plusieurs études (Hers and Zapf-Gilfe, 1988 ; Fitzpatrick and Fitzgerald, 2002 ; Johnson et al. 2002 ; Ririe et al., 2002, Hers et al., 2002, 2003 ; Hulot et al. 2003, McHugh et al., 2004 ; Tillman and Weaver, 2005, Hazebrouck et al., 2005, Hulot et al., 2009, etc.) ont établi que ces modèles analytiques n’étaient pas validés expérimentalement en milieu contrôlé. Sur des sites réels des différences entre les concentrations mesurées et modélisées dans l’air intérieur sont souvent observées, celles-ci peuvent être associées soit aux mécanismes soit aux paramètres considérés, la connaissance des sites n’étant pas suffisantes pour statuer sur la validité des approches.

La littérature propose principalement des études comparatives purement théoriques de modèles commerciaux, de publications (sur la base des équations mathématiques), sans mesures de terrain des paramètres d’entrée ni des concentrations mesurées dans l’air intérieur (Provoost J. et al. (2003) ; Provoost J. et al. (2009)). D’une façon générale, les études comparatives entre modélisation et mesures de terrain, restent souvent insuffisantes pour juger de la validité des modèles (Hers I. (2000) ; Hers I. et al. (2002) ; Van Wijnen H.J. et al. (2006) ; etc.) principalement du fait de

l'absence d'information exhaustive quant aux équations, aux paramètres retenus dans la modélisation (et leur représentativité), ou aux campagnes de mesures mises en œuvre.

Sont présentés en annexe 7 et 9, les éléments permettant d'apporter un nouvel éclairage sur la validité des modèles pour représenter les transferts. Dans le cadre du projet FLUXOBAT, sur le bassin expérimental SCERES, une pollution au TCE a été mise en place dans la zone non saturée. Sur le sol un caisson (pouvant représenter à échelle réduite un bâtiment) à la base duquel une dalle en béton artificiellement vieillie ont été installés et des transferts (alliant dépression dans l'air intérieur du caisson et renouvellement d'air) provoqués (Marzougui, 2013). La Figure 76 extraite de l'annexe 7 présente la comparaison des mesures réalisées sur les deux dalles testées à ceux obtenus par la modélisation analytique du modèle de Bakker et al (2008) pour une dalle considérée comme un milieu poreux équivalent.

La figure ci-contre montre une bonne reproduction par la modélisation analytique de Bakker et al., 2008 (pour le milieu poreux équivalent) des concentrations mesurées. Pour la dalle 2, l'écart moyen est de +8% (le modèle donnant des concentrations supérieures à celles mesurées) tandis qu'il est plus élevé pour la dalle 1 de +57%.

L'annexe 7 développe cette comparaison.

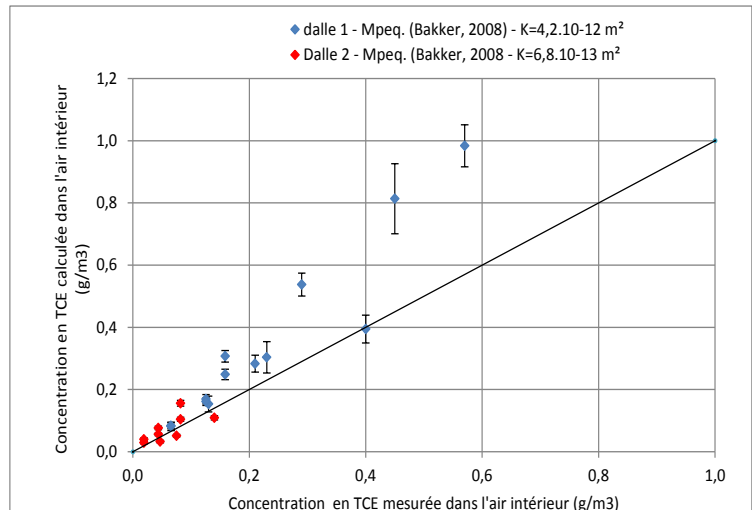


FIGURE 76 – COMPARAISON DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTERIEUR EN TCE MESUREES ET MODELISEES AVEC BAKKER ET AL. 2008 (SITE PILOTE SCERES)

Intérêts et limites

Intérêts

Le principal intérêt de la modélisation analytique 1D est qu'elle ne nécessite pas de moyen ni de temps informatique important. Le niveau d'expertise requis est faible.

Elle simplifie la réalité à un transfert vertical à une dimension et conduit à un résultat unique.

En termes prospectifs, elle permet la réalisation de modélisations tenant compte de caractéristiques constructives variées (bâtiment avec vide sanitaire, avec une dalle de fondation sans vide sanitaire ni cave, avec une cave).

Limites

Certaines hypothèses formulées par les auteurs réduisent le champ d'application des modèles de façon significative. Ainsi, outre celles présentées dans les sections ci-dessus, les limites suivantes sont à préciser.

1-Transformations chimiques ou biologiques

Plusieurs travaux illustrent la nécessité, dans certains cas, de prendre en compte la biodégradation des pollutions pour la modélisation de son transfert (Johnson *et al.*, 1999 ; Hers *et al.*, 2000 ; Lahvis, 2005 et Abreu and Johnson 2006). Si la grande majorité des modèles ne permettent pas sa prise en compte, certains proposent des modules permettant de la considérer (US-EPA, 2004 ou RISC 4.0).



La non-prise en compte des transformations chimiques ou biologiques est une simplification notable. D'une part, le fait de négliger la dégradation des substances volatiles est synonyme de surestimation de la concentration de ces substances dans les gaz du sol et conduit ainsi à une surestimation de la concentration finale dans le bâtiment. De ce point de vue, c'est donc une démarche conservatoire qui va dans le sens du principe de prudence scientifique. D'autre part, en présence de tels phénomènes, la non-prise en compte de l'éventuelle formation de sous-produits de dégradation qui pourraient s'avérer plus volatils et/ou plus toxiques n'est pas conservatoire.

2-Présence de phase organique

L'article de Johnson and Ettinger (1991) ne traite pas de la présence de phase organique dans les sols, les concentrations dans les gaz du sol sont calculées uniquement à partir des transferts depuis la phase adsorbée et l'eau du sol. La prise en compte des transferts depuis la phase organique a été introduite dans le modèle développé par l'US-EPA (2004) à partir des principes de base de Johnson and Ettinger (1991).

3-Transport convectif proche du bâtiment

Les modèles de Johnson and Ettinger (1991), Waitz et al. (1996) et Bakker *et al.* (2008), présentés précédemment affirment prendre en compte le transport dans la zone insaturée du sol à la fois par diffusion et par convection. Dans le cas des modèles de Waitz et al. (1996) et Bakker *et al.* (2008), la convection est considérée sur toute la distance entre la source de contamination et le bâtiment, alors qu'il ne paraît pas réaliste que la convection engendrée par le bâtiment puisse se faire sentir au-delà d'une certaine profondeur⁵⁰ (voir annexe 9). Cette notion de « zone d'influence de la convection » est introduite par Johnson and Ettinger (1991), mais ils n'en proposent aucune évaluation. Dans ce modèle, la diffusion est en fait le seul mécanisme de transport pris en compte entre la source de substances volatiles et les bords extérieurs des fondations. Ainsi, aucune « zone d'influence de la convection », au-delà des fondations, n'est pas prise en compte dans les faits par Johnson and Ettinger (1991).

4-Schématisation 1 D

L'impact des simplifications inhérentes à la géométrie 1D dépend des hétérogénéités du site modélisé (Abreu and Johnson 2005 ; Yao et al. 2013). En présence d'hétérogénéités de lithologiques, de soubassement ou de concentrations dans les gaz des sols, la schématisation simplifiée peut ne pas être représentative rendant inappropriée toute modélisation globale.

Par ailleurs, pour les modèles considérant le transfert par les fissures périphériques, la schématisation considère une origine atmosphérique de l'air entrant par ces fissures sur le pourtour immédiat du bâtiment. En présence de revêtements étanches (autres bâtiments, dalles, etc.), cette schématisation n'est plus adaptée conduisant à surestimer les débits d'air pouvant entrer dans le bâtiment. Inversement, ces mêmes modèles ne considérant pas le transfert à travers la dalle (tant en convection qu'en diffusion) en dehors des fissures périphériques peuvent sous-estimer les concentrations dans l'air intérieur.

Dans tous les cas, les simplifications des modèles nécessiteront un travail préalable sur la schématisation et que la représentativité du résultat soit discutée (notamment par le biais d'une étude de sensibilité des paramètres).

Pour l'étude comparative de différentes mesures constructives, il est nécessaire d'être cohérent en termes de physique considérée entre les différents modèles utilisés. En particulier, sur la prise en compte ou non des transferts à travers la dalle, dans le modèle de Johnson et Ettinger (1991) et Yao et al. (2011), la dalle est considérée comme étanche (imperméable et ne permettant pas la diffusion) en dehors des fissures périphériques tandis que dans les autres modèles (Waitz et al. 1996, Bakker et al., 2008) la dalle est considérée comme pouvant participer à un transfert convectif et diffusif.

⁵⁰ Dépendante de la perméabilité des terrains et du recouvrement latéral au bâtiment, elle peut varier de quelques décimètres à quelques mètres.

7.3.3. Modèles 3 et 4

Les modèles 3 et 4 correspondent à un couplage entre une modélisation analytique 1D des transferts de polluants dans la zone non saturée et la dalle et une modélisation des écoulements et mélanges dans l'air intérieur ou extérieur. Dans le modèle 3, la modélisation de l'air intérieur est nodale et dans le modèle 4, la modélisation de l'air intérieur est réalisée avec un outil CFD.

La condition à la limite pour le couplage d'une solution analytique ZNS+dalle et d'un code numérique dans l'air intérieur est constituée des flux surfaciques. Ils peuvent être soit mesurés, soit plus communément modélisés. Dans la typologie de modèle ici présentée, ils sont modélisés à l'aide d'un modèle analytique 1D intégrant la zone non saturée (ZNS) et la dalle.

Modèle Nodal (air intérieur)

Mécanismes et modélisation

La première génération des modèles qui a permis de représenter adéquatement l'enveloppe du bâtiment et les déperditions énergétiques engendrées sur de longues périodes de temps sont les modèles nodaux monozones. Ce sont des modèles qui considèrent le bâtiment avec des caractéristiques uniformes (une maille). Ces modèles sont simples à utiliser et nécessitent uniquement des données générales concernant l'enveloppe du bâtiment. Les modèles monozones permettent d'accéder à des évaluations du renouvellement d'air et aux estimations des consommations énergétiques des bâtiments. Toutefois, ces modèles s'avèrent insuffisants si des écarts importants de température existent entre les différentes parties du bâtiment ou si une information plus locale est demandée telle que la température moyenne dans chaque pièce.

Dans la modélisation nodale, on différencie le modèle « thermique » (résolution de l'équation de conservation) de l'énergie au niveau d'un bâtiment) du modèle « aéraulique » (résolution de l'équation de conservation de la masse). Les modèles de ventilation dits « aérauliques » peuvent cependant être couplés à des modèles de « thermique » du bâtiment. On parle alors de modèles « thermo-aérauliques » qui permettent d'avoir directement l'influence réciproque de la thermique et de l'aéraulique sur l'évolution de températures et des renouvellements d'air d'un bâtiment.

Ces modèles ne permettent pas une représentation détaillée des transferts de masse et de chaleur entre les différentes zones d'un bâtiment, d'où le développement d'outils nodaux multizones. Dans ce type de modélisation, le bâtiment est divisé en différentes zones où chaque zone thermique et/ou aéraulique correspond à une pièce ou plusieurs pièces soumises à des conditions similaires. On obtient alors des valeurs des variables calculées en moyenne par pièce. Cette modélisation permet donc de prendre en compte la répartition non uniforme des températures et des renouvellements d'air dans les différentes pièces d'un bâtiment. Elle permet également de conjuguer la modélisation thermique avec les mouvements d'air entre les différentes zones du bâtiment. Ces outils de calcul traitent un bâtiment comme étant un ensemble de zones parfaitement et instantanément mélangées. Ils caractérisent alors les transferts entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment, ainsi qu'entre les différentes zones qui le composent. Là aussi, deux familles d'outils multizones se sont dégagées. La première a pour objectif l'étude de la qualité de l'air et l'aide à la conception des systèmes de ventilation (modèle « aéraulique »). La deuxième famille a pour objectif d'affiner la prédiction des transferts de chaleur (modèle « thermique »). Cependant, ces outils trouvent leurs limites dès qu'il s'agit de couplage entre les phénomènes de transfert de chaleur et de masse, même s'il existe des exemples de couplages permettant une approche thermo-aéraulique nodal et multizone d'un bâtiment. De plus, ils ne permettent pas d'appréhender les détails de l'écoulement et du champ de température au sein même des zones. Quand la connaissance de ces détails s'avère nécessaire pour des besoins d'études (confort thermique, qualité de l'air), on s'oriente alors plutôt vers des outils CFD, objet du chapitre suivant.

Si on s'intéresse plus particulièrement à la modélisation de la ventilation d'un bâtiment et de la qualité d'air par modèle nodal, cette dernière permet d'évaluer les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur d'un bâtiment ainsi qu'entre les différentes pièces de ce dernier au cours du temps. Ces modèles permettent ainsi d'étudier le transport simplifié des polluants entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment et entre pièces.

Hypothèses

Cette modélisation fait donc appel au bilan massique afin de calculer un champ de pression hydrostatique sur la hauteur d'un bâtiment et d'en déduire les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur via les défauts d'étanchéité du bâtiment et les différents composants des systèmes de ventilation, ainsi que les renouvellements d'air de chaque pièce à chaque pas de temps.

Comme il l'a été dit plus haut, on peut différencier le modèle monozone (un seul champ de pression hydrostatique dans le bâtiment puis reconstitution des différents volumes) du modèle multizone (un champ de pression hydrostatique par pièce).

Il s'agit d'une modélisation pouvant être instationnaire. Le pas de temps est choisi en fonction de l'objectif il varie généralement de quelques minutes à une heure.

La phénoménologie introduite dans ces modèles peut aussi être plus ou moins sophistiquée (prise en compte des pertes de charges au niveau des portes de communication, modélisation des échanges d'air au niveau des grandes ouvertures verticales ou horizontales, ...). Egalement, concernant les sources de polluants à y introduire, on peut concevoir plusieurs niveaux de sophistications (source constante, scénario imposé, loi de comportement fonction de la pression, de la température, de l'humidité).

Pour le transport des polluants gazeux, il s'agit d'une approche convective globale par pièce où il n'y a pas de prise en compte de la diffusion.

On considère un mélange homogène par pièces (valeur moyenne des variables). Cette modélisation permet de calculer des valeurs moyennes par pièce des différents paramètres et notamment des concentrations en polluants (hypothèse de mélange parfait).

Les paramètres nécessaires à la mise en œuvre de cette modélisation sont détaillés dans les tableaux du § 8.3.

Outils associés

Pour les modèles aérauliques, il existe plusieurs modèles commerciaux (COMIS, CONTAM, ...) ainsi que des outils de recherche propriétaires. Pour les modèles thermiques, on peut citer TRNSYS. Citons également un couplage existant entre COMIS et TRNSYS, permettant ainsi d'accéder à un calcul thermo aéraulique nodal et multizone d'un bâtiment (cet outil a été utilisé dans le cadre du projet).

Potentiels et limites d'utilisation actuels

Ce type de modélisation permet aisément d'obtenir des résultats sur une année complète par exemple. On peut ainsi étudier des évolutions temporelles ou revenir à des valeurs moyennes annuelles en fonction du besoin d'étude. On peut ainsi étudier les performances de systèmes de ventilation et leur impact sur la qualité d'air (Koffi, 2009).

La phénoménologie introduite dans ces modèles peut être plus ou moins sophistiquée et impacte sur la précision des résultats.

En contrepartie, les phénomènes de diffusion ne sont pas pris en compte et on n'obtient que des résultats en moyenne spatiale par pièce considérée (hypothèse de mélange parfait). Cette hypothèse reste valable tant que l'on a des volumes relativement petits (habitat, bureaux) mais peut atteindre ses limites en présence de grands volumes intérieurs et de source de pollutions très ponctuelles en espace. Ainsi, en fonction du besoin de précision demandé, on s'orientera alors vers des modèles CFD.

Mise en œuvre dans le projet FLUXOBAT

Ce type de modèle a été mis en œuvre dans le cadre du projet d'une part pour l'évaluation de l'impact des conditions météorologiques et du chauffage sur les transferts vers l'air intérieur (voir § 6.4.1), ses résultats ont été utilisés pour dimensionner les campagnes de mesure de concentrations dans l'air intérieur. D'autre part, les modélisations illustrant les abattements de concentrations entre pièces (voir § 6.4.2) ont également été réalisées avec un modèle nodal.

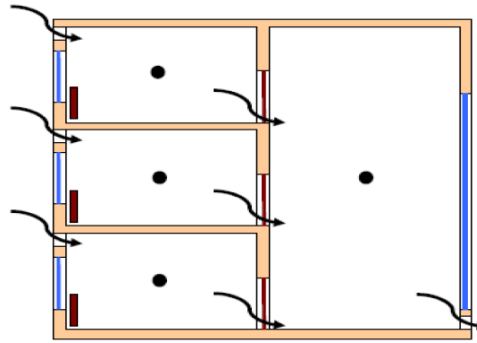


FIGURE 77 – ILLUSTRATION DE LA MODELISATION NODALE MULTIZONE (MORA, 2003)

Modèle CFD (air intérieur)

Mécanismes et modélisation

Pour étudier avec plus de précision les écoulements internes à un bâtiment, on utilise les codes de champs ou CFD (Computational Fluid Dynamics). Ils visent à suppléer les expérimentations pour l'analyse des écoulements d'air à l'intérieur des bâtiments. En effet, ils présentent l'avantage d'être plus flexibles et moins onéreux que les techniques expérimentales traditionnelles pour la description détaillée de la distribution spatiale et temporelle des grandeurs physiques de l'écoulement que sont la vitesse d'air, la température, les concentrations en espèces polluantes, etc. L'utilisation de tels modèles a un intérêt lorsqu'il s'agit d'être capable d'évaluer des situations avec des hétérogénéités fortes de certains paramètres (température, vitesse, concentration en polluants), pouvant être déterminantes pour l'étude considérée (efficacité du renouvellement d'air et d'élimination de polluants par exemple - Akoua, 2004 et Akoua et al, 2004).

L'intérêt de cette modélisation est de pouvoir prendre en compte assez finement les phénoménologies considérées. La connaissance et la mise en œuvre des conditions limites du domaine de calcul est déterminante et l'analyse des résultats n'est souvent que qualitative du fait des approximations nécessaires.

La réalisation de ce type de calcul nécessite cependant un bon niveau de compétence (étude phénoménologique, choix des conditions limites, réalisation de maillage, prise en compte de la turbulence, analyse des résultats). Il est difficile de réaliser des calculs instationnaires car ces derniers apportent un niveau de complexité supplémentaire et surtout des temps de calculs qui peuvent devenir rédhibitoires. Egalement, la réalisation de calculs CFD stationnaires sur un bâtiment entier est délicate et sa mise en œuvre se fait souvent au détriment de la qualité du maillage et donc du résultat. Elle peut cependant apporter un premier niveau d'information en fonction du besoin.

Hypothèses

Les codes CFD reposent sur des modes de résolution tels que les différences finies, les volumes finis ou les éléments finis. Ils calculent les paramètres d'état et de l'écoulement dans un maillage formant un réseau de volumes infinitésimaux auxquels on applique les équations de Navier-Stokes (masse, quantité de mouvement, énergie). Pour l'étude des écoulements dans les bâtiments qui sont turbulents à faible vitesse, il est nécessaire d'adjoindre à ces équations des équations permettant de prendre en compte cette turbulence (modèles K- ϵ standard ou à bas Reynolds - Joubert et al, 2005).

Il est possible de modéliser le transfert conjugué avec interaction thermique entre le fluide et la structure limitrophe, en l'occurrence les parois ou les façades d'un bâtiment. Ces dernières font alors partie intégrante du domaine de calcul et doivent être maillées.

La modélisation du transport de polluant gazeux se fait par transport de scalaire couplé au champ thermo aéraulique ou par transport d'un mélange d'espèces gazeuses.

Les paramètres nécessaires à la mise en œuvre de cette modélisation sont détaillés dans les tableaux du § 8.3.

Outils associés

A noter que de nombreux codes de calculs CFD distribués dans le commerce permettent de mettre en œuvre ces calculs (FLUENT, STAR-CD, COMSOL, ...). Certains distributeurs proposent des versions adaptées (dédiées ou métier) à certaines problématiques comme la ventilation des bâtiments. On y trouve alors des utilitaires pouvant faciliter la mise en place du calcul : géométrie, maillage, ainsi que la définition de certaines conditions aux limites comme le fonctionnement de systèmes de ventilation. La mise en œuvre du calcul devient alors plus accessible mais on risque de perdre de la précision de calcul du fait d'un maillage plus aléatoire et de conditions aux limites moins bien contrôlées par l'utilisateur.

Potentiels et limites d'utilisation actuels

L'intérêt de ce type de modélisation est d'accéder à la connaissance des champs de température, de vitesse et de concentration en tout point du maillage dans un domaine donné.

L'utilisation de ce type de modélisation se justifie lorsque sont a priori suspectées de fortes hétérogénéités spatiales des différents paramètres d'intérêt (températures, concentrations en polluants, efficacité de la ventilation, vitesses d'air, ...) pouvant avoir une importance sur le résultat au regard des objectifs de l'étude (ex. : hétérogénéité de température par rapport à l'étude du confort thermique, hétérogénéité de champs de polluant par rapport à un risque aigue lié à l'exposition, ...). Cela peut être le cas pour des bâtiments de grands volumes et/ou lorsqu'est étudiée la répartition d'une pollution dans un volume liée à des sources de pollutions spécifiques et ponctuelles dans ce même volume.

Potentiellement, ces outils permettent d'étudier les écoulements instationnaires tridimensionnels. Cependant, la complexité des phénomènes devant être pris en compte associée à des géométries parfois complexes limite souvent l'utilisation actuelle à l'étude des champs stationnaires thermo-aérauliques dans des locaux. En effet, la simulation détaillée d'un bâtiment dans son ensemble ou de plusieurs pièces nécessite des ressources de calculs qui dépassent généralement les capacités des PC de bureau, et exigent des temps de calculs très élevés. Néanmoins, sur la base d'un champ thermo-aéraulique stationnaire, il est possible d'étudier certaines situations instationnaires pour le transport de polluants gazeux tant que ce transport n'interagit par sur le champ thermo-aéraulique.

L'utilisation de tels modèles nécessite nettement plus d'expertise de la part de l'utilisateur que pour les modèles nodaux, le temps requis de quelques semaines.

Mise en œuvre dans le projet FLUXOBAT

Ce type de modèle a été mis en œuvre dans le cadre du projet à l'échelle du laboratoire (Musielak, 2012), de la plateforme expérimentale SCERES (Marzougui, 2013) et du site atelier (Powaga et Chastanet, 2013).

Modèle zonal (air intérieur)

Ce type de modélisation correspond à un niveau intermédiaire entre le modèle CFD et le modèle nodal.

Il s'agit, sur un volume considéré, de découper ce dernier en plusieurs sous-volumes (généralement une dizaine) et de résoudre dans ces sous-volumes les équations de conservation de la masse et de l'énergie. Les sous-volumes sont préalablement définis en fonction de la phénoménologie du problème (zone de panache thermique, zone de soufflage d'air, zone pariétale, zone morte, ...). Ces modèles permettent d'étudier des hétérogénéités dans un volume. Ils nécessitent une bonne connaissance des conditions limites du domaine et des phénoménologies.

La méthode zonale est en général considérée comme insuffisante pour appréhender correctement le transport de polluants et représenter les panaches thermiques au sein d'un local dont la prédiction peut être très sensible aux détails de l'écoulement. L'utilisation de ces modèles était justifiée lorsque les calculs CFD étaient inaccessibles à l'étude de ces problématiques. Ils sont de moins en moins utilisés car ils ont les défauts des modélisations CFD (connaissance des conditions aux limites) sans en avoir les avantages (précision du résultat, souplesse de mise en œuvre du calcul). La présentation de cette approche ne sera donc pas développée davantage.

7.3.4. Modèle 5

Le modèle 5 correspond à un couplage entre une modélisation numérique du panache de pollution dans la zone non saturée et la dalle et une modélisation analytique des écoulements et mélange dans l'air intérieur ou extérieur. Comme pour l'ensemble des couplages présentés, la condition à la limite est constituée des flux surfaciques.

Ce modèle 5 est utile lorsque les objectifs et le contexte de l'étude nécessitent un niveau d'approfondissement relativement avancé. Il peut répondre à trois objectifs :

- aider à la compréhension du système dans des situations où le transport en zone non saturée est complexe,
- aider à l'évaluation des risques sanitaires,
- dimensionner des travaux.

De manière générale, cette modélisation est utile lorsque la modélisation analytique n'est pas suffisante, soit lorsque le site est trop complexe pour qu'une schématisation en 1D soit pertinente, soit lorsque les enjeux sanitaires et financiers nécessitent une description précise des transferts ou encore si l'on souhaite évaluer l'impact de la pollution en dehors du site pour des cibles situées au-dessus du panache gazeux.

Pour estimer les transferts vers l'air de manière plus précise que dans les modèles analytiques 1D (§7.3.2), un modèle numérique peut être utilisé pour les compartiments ZNS et dalle de béton. Cette approche, encore rarement utilisée, fait néanmoins l'objet de plusieurs publications depuis quelques années (Abreu et al (2009), Bozkurt (2009), Yu et al (2009), Yao et al (2011)). Elle est néanmoins majoritairement utilisée pour aider à la compréhension des systèmes et pour comparer l'approche aux modèles analytiques intégrés (modèle 2). La confrontation d'une telle approche aux mesures et plus largement son utilisation pour aider à l'évaluation des risques sanitaires ou dimensionner des travaux restent rares (Yao et al, 2011a).

Le compartiment air intérieur peut être simplifié ici au maximum par un modèle analytique (type mélangeur parfait) ou encore décrit par un modèle plus complexe de type nodal (cf. description modèle 3 au § 7.3.3). La liaison entre les deux modèles se fait via le flux de polluant calculé à l'interface béton – air intérieur par le modèle numérique ZNS + dalle (Q_{ai}). Dans le cas du modèle analytique « mélangeur parfait », ce flux de polluant supposé stationnaire est ainsi utilisé comme condition d'entrée dans la loi de mélange :



$$C_{ai}(t) = \left[C_{ai}(0) - \frac{Q_{ai}}{NV} \right] \exp(-Nt) + \frac{Q_{ai}}{NV} \quad (57)$$

où $C_{ai}(0)$ et $C_{ai}(t)$ sont les concentrations moyennes de polluant dans le bâtiment initiale et au temps t (mg/m^3), Q_{ai} le débit massique de polluant entrant dans le bâtiment (mg/h), N le taux de renouvellement d'air [vol/h] et V le volume du bâtiment (m^3).

Dans le cas du compartiment air extérieur, le modèle peut être un modèle boîte de type mélangeur ou un modèle analytique de convection-diffusion 1D vertical en régime permanent, avec une prise en compte éventuelle d'une couche limite diffusive entre la surface du sol/ plancher bas et l'air extérieur.

Hypothèses et outils associés

Les codes de calcul utilisés pour la modélisation numérique des transferts dans le milieu souterrain reposent généralement sur les méthodes de résolution de type différences finies, éléments finis ou volumes finis. Ils calculent les variables de l'écoulement et du transfert de volatils (pressions et concentrations) dans un maillage formant un réseau de volumes infinitésimaux auxquels sont appliquées les équations de conservation (masse et quantité de mouvement). De manière générale, le champ de température n'est pas calculé dans ces modèles. Elles peuvent néanmoins être non négligeables en proche surface. Il est donc judicieux de vérifier son effet sur les transferts et notamment sur les paramètres (coefficient de diffusion,...).

Les mécanismes physiques qui peuvent être intégrés dans ce type de modèle sont plus ou moins nombreux (cf.7.4). A minima, l'écoulement d'air dans la zone non saturée associé au transport convectif et diffusif dans cette matrice peuvent être représentés. Des écoulements diphasiques ou triphasiques peuvent être pris en compte en fonction des spécificités d'un site et des objectifs de l'étude. Ainsi les écoulements diphasiques eau / air seront utiles lorsque les battements de nappe ou l'infiltration d'eau de pluie ont un effet important sur le transfert des COV en proche surface. Une approche triphasique eau / air / phase organique pourra être utile si l'on cherche à évaluer l'évolution du stock de polluants dans le sol et son impact sur les flux vers l'air intérieur au cours du temps. Pour le mécanisme de transport, le transport conservatif (sans réaction) dans la phase gaz de la ZNS et des dalles béton est requis mais le transport dans la phase eau pourra être intégré (en présence d'une source dans la nappe par exemple) ainsi que des termes réactifs (biodégradation dans la ZNS, adsorption dans la ZNS et/ou dans le béton etc...).

De manière générale, les codes numériques dédiés à l'écoulement et au transport dans le milieu souterrain peuvent être utilisés pour faire ce type de modèle à condition qu'ils permettent les écoulements d'air dans la zone non saturée du sol (MODFLOW-SURFACT, UTCHEM, SIMUSCOPP, CUBICM, ...). Les codes CFD peuvent également être utilisés à condition d'adapter leur formalisme aux écoulements et au transport en milieux poreux.

Démarche de modélisation

La démarche générale pour la modélisation numérique du milieu souterrain (ZNS + dalle) est celle préconisée pour tout modèle numérique. Dans un premier temps, l'analyse des données de terrain conduit à une schématisation du site et des transferts associés. Cette schématisation consiste à définir la géométrie du modèle, à choisir les conditions aux limites, les paramètres associés et les mécanismes pertinents.

Les simulations pourront se faire en régime permanent ou transitoire suivant les objectifs. En zone non saturée, doivent être spécifiés au préalable la géométrie des différentes formations géologiques, leurs caractéristiques hydrodynamiques (perméabilité), le profil de saturation (fixe si le régime permanent est choisi) et les mesures de pressions et concentrations que le modèle devra restituer.

Pour la dalle du bâti, les paramètres participant au transfert (représentation homogène ou avec fissure de retrait, perméabilité, porosité, géométrie des fondations, etc.) devront être choisis sur la base des observations et mesures de terrain. Enfin, une couche limite d'air est ajoutée au-dessus des compartiments ZNS + dalle, non pas pour chercher à restituer des teneurs dans l'air intérieur mais pour déterminer les flux de polluants à l'interface dalle – air intérieur.

Les paramètres nécessaires à la modélisation sont détaillés dans le § 8.

Intérêts et limites

Le modèle 5 présente plusieurs avantages. Il permet de :

- prendre en compte une physique riche (variabilité des profils hydriques dans la ZNS, mécanismes réactifs, écoulement triphasique, etc.) ;
- décrire les hétérogénéités spatiales de l'écoulement et de la pollution dans la zone non saturée avec une représentation en 3 dimensions (hétérogénéités géologiques et du profil de saturation, singularité de la dalle, etc...). Cela peut être particulièrement utile sur des sites où le bâti est relativement grand et la pollution localisée dans des zones limitées ;
- choisir la représentation de la dalle (milieu poreux équivalent (plus ou moins homogène), fissure de retrait, chemins préférentiels, etc.) ;
- décrire les phénomènes transitoires et leurs effets sur le transfert de COV dans la ZNS et jusqu'à la surface du sol ;
- répondre à plusieurs objectifs (évaluer des concentrations d'exposition, faire des simulations prédictives, dimensionner des travaux,...) avec un modèle unique ;
- déterminer l'impact d'une pollution vers l'extérieur du site dans des zones où les mesures ne sont pas disponibles.

Il présente néanmoins un certain nombre de prérequis et contraintes à savoir :

- une bonne connaissance préalable du site à l'aide de nombreuses données de terrain (mesures de pression et de concentrations dans l'air des sols, mesures des paramètres déterminant pour le transfert tels que les perméabilités des différentes formations géologiques, les spécificités de la dalle, etc.) ;
- un temps de réalisation pour la modélisation relativement long (généralement plusieurs semaines) et, en conséquence un coût de réalisation relativement élevé ;
- un bon niveau d'expertise, tant sur les aspects analyse des données de terrain que sur la modélisation et l'interprétation de ses résultats.

Enfin, le modèle 5 permettant d'estimer une concentration moyenne dans l'air intérieur, lorsque la simplification du bâtiment inhérente à ce type de modèle n'est plus suffisante, le recours à d'autres types de modèles (modèles 6 et 7, voir §7.3.5) devra être considéré.

Dans le cadre du projet FLUXOBAT, ce type de modèle a été mis en œuvre (i) sur le site pilote SCERES (Marzougui, 2013) avec l'outil SIMUSCOPP et (ii) sur le site atelier avec l'outil MODFLOW-SURFACT. La modélisation conduite sur le site atelier FLUXOBAT est présentée en annexe 9.

7.3.5. Modèles 6 et 7

Le modèle 6 correspond à un couplage faible entre une modélisation numérique du panache de pollution dans la zone non saturée et la dalle et une modélisation numérique du transport dans l'air intérieur ou extérieur. Dans le couplage faible, la condition à la limite du modèle « aéraulique » est constituée des flux surfaciques issu du modèle « milieu poreux ». Le modèle 7 correspond à une modélisation multiphysique intégrale.

De manière générale, ces modèles sont surtout pertinents dans le cas d'approfondissements dédiés aux projets de Recherche et Développement.

Le **modèle 6** consiste à mettre en œuvre une approche de modélisation couplée de l'écoulement et du transport en régime permanent ou transitoire : (1) simulation numérique du transport multiconstituants en système triphasique (dont une phase NAPL immobile) dans le compartiment ZNS et diphasique dans le compartiment dalle, (2) simulation numérique de l'écoulement de la phase gazeuse et du transport de vapeurs en COV dans l'air intérieur ou dans l'air extérieur en utilisant un modèle CFD.

Les fonctionnalités nécessaires du modèle numérique mis en œuvre en ZNS sont a minima de pouvoir simuler l'écoulement de l'eau et de l'air du sol (équation de Darcy) ; la phase NAPL est présente et prise en compte dans les relations constitutives (courbes de pression capillaire, perméabilités relatives) de deux phases fluides mobiles. Les mécanismes de transport pour les composés suivis dans l'eau et l'air du sol sont la convection, diffusion, sorption, biodégradation, avec échange entre phases (équilibre local ou non équilibre local). La simulation de l'écoulement dans la dalle de béton concerne généralement un écoulement monophasique ou diphasique. Les mécanismes de transport pris en compte sont la convection et la diffusion dans la phase gazeuse (et aqueuse), et la sorption des composés sur la pâte de ciment. Ces modèles sont décrits dans le § 7.3.4.

Les modèles d'écoulement mis en œuvre pour les compartiments air intérieur et extérieur sont bidimensionnels (plan vertical) ou tridimensionnels, en résolvant les équations de Reynolds (dans la plupart des cas en régime permanent) avec un choix du modèle de turbulence associé, ils sont décrits dans le § 7.3.3 (modèles CFD).

Le **modèle 7** correspond à une modélisation multiphysique intégrale. Il s'agit ici de modéliser les transferts dans les trois compartiments (ZNS, dalle, air) dans un même outil numérique. La liste de fonctionnalités qu'il est possible d'intégrer dans ce type de modèle est large, elle est globalement similaire à celle du modèle 6 pour tous les compartiments. Pour l'air extérieur, les fonctionnalités du modèle 7 sont néanmoins étendues à deux voire trois dimensions. Pour éviter des temps de



modélisation trop longs, il peut être souhaitable de simplifier le système, par exemple les écoulements triphasiques en ZNS et dalle étant gourmands en CPU, seul l'écoulement de l'air pourra être modélisé dans ce compartiment tout en tenant compte de la présence de l'eau immobile. La spécificité du modèle 7 est de modéliser de façon continue l'écoulement de la phase gazeuse dans les quatre compartiments.

En général, l'approche de Darcy-Brinkmann est utilisée ici. L'approche multiphysique intégrale nécessite un code numérique du type COMSOL, STARCD ou OpenFOAM.

Dans le cadre du projet FLUXOBAT, le modèle 7 avec le code numérique COMSOL a été mis en œuvre (i) à l'échelle d'une colonne afin de représenter le transfert de TCE à travers des sables et une galette de béton (Musielak, 2012) et (ii) sur le site pilote SCERES (Marzougui, 2013).

7.3.6. Synthèse des intérêts et limites des approches de modélisation

Le Tableau 32 synthétise les intérêts et limites des différentes approches de modélisation.

Modèle		Intérêts	Limites	Budget temps*	Technicité**
Modèle 1	$C_{\text{air intérieur}} = \alpha \cdot C_{\text{gaz du sol}}$	<ul style="list-style-type: none"> - Rapidité - Discrimination des situations pour lesquelles les concentrations dans l'air intérieur sont significatives ou non 	<ul style="list-style-type: none"> - Approche empirique ne tenant pas compte des spécificités du site - Hypothèses majorantes - Utilisation limitée à l'élaboration du schéma conceptuel 	heure	aucune
Modèles 2		<ul style="list-style-type: none"> - Rapidité - Possibilité de traiter différents types de fondation - Utilisation à des fins descriptives et prospectives 	<ul style="list-style-type: none"> - Non prise en compte des hétérogénéités de pollution, de lithologie (dans le plan) et de soubassement (Schématisation simplifiée 1 D) - Absence actuelle d'un modèle intégré reprenant tous les mécanismes nécessaires pour une dalle indépendante - Ne permet pas l'évaluation des hétérogénéités de concentrations dans l'air (concentration moyenne dans un espace correspondant au bâtiment) 	Quelques jours	faible
Modèles 3		<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité de traiter des situations complexes aérauliques nécessitant l'évaluation de l'évolution temporelle dans l'air intérieur - Possibilité de discrétiser les espaces intérieurs (zones homogènes) pour évaluer la variation spatiale et les échanges entre pièces/niveaux 	<ul style="list-style-type: none"> - Limites Identiques à celles formulées pour le modèle 2 pour les compartiments ZNS et dalle - Représentativité des mesures de flux surfaciques si ceux-ci sont mesurés (voir § 7) - Diffusion dans l'air intérieur non considérée 	Quelques jours	Elevée
Modèles 4		<ul style="list-style-type: none"> - Possibilité de traiter des situations complexes aérauliques nécessitant la discrétisation spatiale intérieure - Prise en compte de l'ensemble de la physique du compartiment air 	<ul style="list-style-type: none"> - Limites Identiques à celles formulées pour le modèle 2 pour les compartiments ZNS et dalle - Représentativité des mesures de flux surfaciques si ceux-ci sont mesurés (voir § 7) 	Quelques semaines	Elevée
Modèles 5		<ul style="list-style-type: none"> - Possible intégration de l'ensemble de la physique dans le sol - Prise en compte des hétérogénéités de pollution, de sol et d'interface entre le sol et l'air intérieur) - Possibilité de traiter les impacts hors site (géométrie de panaches) - Possibilité de modéliser les phénomènes transitoires 	<ul style="list-style-type: none"> - Ne permet pas l'évaluation des hétérogénéités de concentrations dans l'air (concentration moyenne dans un espace correspondant au bâtiment) 	Quelques semaines	Elevée
<i>Modèles 6</i>	<i>Couplage modèle 4 et 5</i>	<i>Avantages des modèles 4 et 5</i>	<i>Temps nécessaire à sa mise en œuvre</i>	<i>Plusieurs semaines</i>	<i>Experte</i>
<i>Modèles 7</i>	<i>Modélisation intégrale numérique</i>	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Avantages des modèles 4 et 5</i> - <i>Intégration de l'ensemble de la physique couplée</i> 	<i>Temps nécessaire à sa mise en œuvre</i>	<i>plusieurs semaines à plusieurs mois</i>	<i>Experte</i>

* temps incluant toutes les étapes de la modélisation hors la mise en œuvre des diagnostics

** parallèlement la mise en œuvre des diagnostics nécessaires à ces modèles peut nécessiter un niveau de technicité spécifique

TABLEAU 32 – AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES DIFFERENTES APPROCHES DE MODELISATION



7.4. LES FONCTIONNALITES ET OUTILS DE CALCULS

Au-delà du choix de la typologie de modèles, les fonctionnalités et les mécanismes doivent être choisis au regard des caractéristiques du site et des objectifs de la modélisation.

Le Tableau 33 synthétise les fonctionnalités présentées dans le § 9.3 pour chaque modèle en distinguant les compartiments de la zone non saturée du sol, de la dalle, de l'air intérieur et extérieur.

On entend par fonctionnalités :

- la schématisation 1D/2D/3D, et le degré d'hétérogénéités,
- le régime stationnaire ou instationnaire,
- les phases (eau, air, phase organique) et les écoulements de ces phases,
- les mécanismes considérés pour chacune des phases⁵¹ (diffusion, convection, sorption, biodégradation, équilibre local ou non équilibre local entre phases).

Enfin sont présentés quelques outils commerciaux de ces différents modèles.

⁵¹Le lecteur pourra se référer au § 2 sur les mécanismes

TABLEAU 33 – FONCTIONNALITES DES DIFFERENTS TYPES DE MODELES AVEC LES OUTILS

Approche de modélisation	Fonctionnalités nécessaires du modèle				Exemple d'outils	
	en zone non saturée (ZNS)	pour la dalle de béton (DB)	pour l'air intérieur (AI)	pour l'air extérieur (AE)	Compartment concerné	Noms
Modèle 1 Interprétation empirique	Fonctionnalités 1-ZNS	Fonctionnalités 1-DB	Fonctionnalités 1-AI	Fonctionnalités 1-AE	ZNS	Outils 1 rapports/profils de concentrations/ de flux... empiriques
	RAS	RAS	RAS	RAS		
Modèle 2 Modélisation analytique intégrale (ZNS+dalle+AE+AI)	Fonctionnalités 2-ZNS	Fonctionnalités 2-DB	Fonctionnalités 2-AI	Fonctionnalités 2-AE	ZNS+dalle+AE+AI	Outils 2 Johnson et Ettinger 1991, Waitz et al 1996, Bakker et al., 2008 etc. programmés dans des outils commerciaux ou non
	1D mono ou multicouche RP (RT) écoulement G, (O immobile), profil hydrique fixe diffusion (G) et convection (G) sorption (biodegradation) équilibre local entre phases (EL)	1D monocouche RP écoulement G, teneur en eau fixe convection (G) et évent. diffusion (G)	mélangeur parfait RP monophasique G convection G - -	mélangeur parfait RP monophasique G convection - -		
Modèle 3 Couplage ZNS+dalle : analytique AI: nodal AE : analytique	Fonctionnalités 3-ZNS	Fonctionnalités 3-DB	Fonctionnalités 3-AI	Fonctionnalités 3-AE	ZNS+dalle AI AE	Outils 3 outils intégraux (cf ci-dessus)+ modeles spécifique ZNS (R-UNSAT) COMIS, CONTAM, etc. simple boîte, ADMS, etc.
	1D mono ou multicouche RP (RT) écoulement G, (O immobile), profil hydrique fixe diffusion (G) et convection (G) sorption (biodegradation) équilibre local entre phases (EL)	1D monocouche RP écoulement G, teneur en eau fixe convection (G) et évent. diffusion (G)	monozone ou multizone, RP ou RT monophasique G convection G - -	1D RP monophasique G diffusion (G) et convection (G) - -		
Modèle 4 Couplage ZNS+dalle : analytique A/AE : multiphysique (CFD)	Fonctionnalités 4-ZNS	Fonctionnalités 4-DB	Fonctionnalités 4-AI	Fonctionnalités 4-AE	ZNS+dalle AI AE	Outils 4 outils intégraux (cf ci-dessus)+ modeles spécifique ZNS (R-UNSAT) Fluent, flovent, FLUIDYN, etc. ARIA Impact, Fluent, etc.
	1D mono ou multicouche RP (RT) écoulement G, (O immobile), profil hydrique fixe diffusion (G) et convection (G) sorption (biodegradation) équilibre local entre phases (EL)	1D monocouche RP écoulement G, teneur en eau fixe convection (G) et évent. diffusion (G)	RP équations de Reynolds convection 2D ou 3D convection (G) et diffusion turbulente (G)	RP équations de Reynolds convection 1D vertical convection (G) et diffusion turbulente (G)		
Modèle 5 Couplage ZNS +dalle : numérique A/AE : nodal 1 nœud/analytique	Fonctionnalités 5-ZNS	Fonctionnalités 5-DB	Fonctionnalités 5-AI	Fonctionnalités 5-AE	ZNS+dalle AI AE	Outils 5 Modiflow surfact, Utchem/Simuscopp, TOUGH, MUFTE_UG, NAPL3D, PORFLOW, VAPOURT, STOMP, R-UNSAT, AIR-2D, AIR-3D, CUBICM COMIS, CONTAM, SIREN simple boîte, ADMS, ?
	1D à 3D RP ou RT mono à triphasique G+W+O écoulement 1 à 3 Phases :G+W+O convection:G+W diffusion, sorption, biodegradation EL ou NEL entre phases	1D à 3 D (MP eq. / fissures) RP, RT mono à diphasique G+W écoulement G (+évent. W) convection G (+ évent. W) diffusion, sorption, -	monozone ou multizone RP ou RT monophasique G convection G - -	1D RP monophasique G diffusion (G) et convection (G) - -		
Modèle 6 Couplage ZNS+dalle : numérique A/AE : multiphysique (CFD)	Fonctionnalités 6-ZNS	Fonctionnalités 6-DB	Fonctionnalités 6-AI	Fonctionnalités 6-AE	ZNS+dalle AI AE	Outils 6 Modiflow surfact, Utchem/Simuscopp, TOUGH, MUFTE_UG, NAPL3D, PORFLOW, VAPOURT, STOMP, R-UNSAT, AIR-2D, AIR-3D, CUBICM Fluent, flovent, FLUIDYN, etc. COMSOL, ARIA impact, Fluent, etc.
	1D à 3D RP ou RT mono à triphasique G+W+O écoulement 1 à 3 Phases :G+W+O convection:G+W diffusion, sorption, biodegradation EL ou NEL entre phases	1D à 3 D (MP eq. / fissures) RP, RT mono à diphasique G+W écoulement G (+évent. W) convection G (+ évent. W) diffusion, sorption, -	RP (ou RT*) monophasique G écoulement (G) équations de Reynolds convection (G) et diffusion turbulente (G) -	RP ou RT monophasique G écoulement (G) équations de Reynolds convection (G) et diffusion turbulente (G) -		
Modèle 7 Modélisation multiphysique intégrale (ZNS+dalle+AE+AI)	Fonctionnalités 7-ZNS	Fonctionnalités 7-DB	Fonctionnalités 7-AI	Fonctionnalités 7-AE	ZNS+dalle+AE+AI	Outils 7 COMSOL, STARCD, OpenFOAM...
	1D à 3D RP (ou RT*) mono à triphasique G+W+O écoulement de l'air (G) , transport (G) diffusion, sorption, biodegradation EL ou NEL entre phases	1D à 3D RP (ou RT*) mono à diphasique G+W écoulement de l'air (G) , transport (G) Diffusion, sorption (EL ou NEL) -	2D ou 3D RP (ou RT*) monophasique G écoulement (G) équations de Reynolds convection (G) et diffusion turbulente (G) -	2D ou 3D RP (ou RT*) monophasique G écoulement (G) équations de Reynolds convection (G) et diffusion turbulente (G) -		



7.5. BIBLIOGRAPHIE

- Abdelouhab M. (2011). Contribution à l'étude du transfert des polluants gazeux entre le sol et les environnements intérieurs des bâtiments. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, juillet 2011.
- Abreu LDV, Johnson PC (2005) Effect of vapour source—building separation and building construction on soil vapour intrusion as studied with a three-dimensional numerical model. *Environ Sci Technol* 39:4550–4561
- Abreu, L. D. V., and Johnson, P. C. (2006). Simulating the effect of aerobic biodegradation on soil vapor intrusion into buildings: Influence of degradation rate, source concentration, and depth. *Environ. Sci. Technol.*40:2304–2315.
- ARCADIS (2004) Executive Summary Report Risk Assessment Comparison Study. Prepared for: Network for Industrially Contaminated Land in Europe (NICOLE) Industrial Sub-Group (ISG). Avril 2004
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Ferguson C.C., Krylov V.V., McGrath P.T. (1995) Contamination of indoor air by toxic soil vapours : a screening risk assessment model. *Building and Environmental* 30, (3), 375-383.
- Fitzpatrick, N.A. et Fitzgerald, J.J. (2002). An evaluation of vapour intrusion into buildings through a study of field data, *Soil Sediment Contamination* 11: 603-623.
- Folkes, D. J., and Kurtz, D. W. (2002). Efficacy of sub-slab depressurization for mitigation of vapor intrusion of chlorinated organic compounds. *Proceedings, Indoor Air*, pp. 914–919. Monterey, CA.
- Fugler, D., and Adomait, M. (1997). Indoor infiltration of volatile organic contaminants: Measured soil gas entry rates and other research results for Canadian houses. *J. Soil Contam.* 6:9–13.
- Hazebrouck B., Gay G., Hulot C. (2005) Vapor emissions from contaminated soils into buildings : Developments of the volasoil model for multilayer soil. CONSOIL 2005
- Hers, I., Zapf-Gilje, R., Evans, D. et Li, L. (2002). Comparison, validation, and use of models for predicting indoor air quality from soil and groundwater contamination, *Soil Sediment Contamination* 11: 491-527.
- Hers, I., and Zapf-Gilje, R. (1998). Canadian consortium research project— Field validation of soil gas transport to indoor air pathway. *Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater Prevention, Detection and Remediation Conference*, November, Houston, TX.
- Hers I. (2000) Measurement of BTX vapour intrusion into an experimental building. In Columbia G. A. L. U. o. B., ed.
- Hers, I., Atwater, J., Li, L., and Zapf-Gilje, R. (2000). Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours. *J. Contam. Hydrol.* 46:233–264.
- Hers I, Zapf-Gilje R, Evans D, Li L (2002) Comparison, validation, and use of models for predicting indoor air quality from soil and groundwater contamination. *Soil Sed Contam* 11(4):491–527
- Hulot C. Hazebrouck B., Gay G., Malherbe L., Pokryszka Z. (2003) Vapor emissions from contaminated soils into buildings : comparison between predictions from transport models and field measurements. CONSOIL 2003.
- Hulot C., Gay G., Hazebrouck B., Thiam A. Marot F. (2010). Transfer of volatile compounds from soil: comparison between predictions and field measurements with different models; development of the VOLASOIL model for a depleting source. CONSOIL 2010.



http://www.ineris.com/fr/centre_documentaire/Repertoires_Informations_Dossiersth%C3%A9matiques_Dossier-Consoil

- Hulot C. Hazebrouck B., Gay G., Marot F. (2009). Emission de polluants gazeux dans les bâtiments à partir d'un sol pollué : comparaison mesures sur sites et modélisations. 2ième rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués. Pollutions locales et diffuses.
- INERIS (2012). Réutilisation des terres excavées sur des projets d'aménagement : élaboration de seuils vis-à-vis des risques sanitaires. N° DRC-11-115732-09274C. B. Hazebrouck. 29.02.2012. http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/ERS_terres_excavees_INERIS-DRC-11-115719-09274C.pdf.
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, *Environmental Science & Technology* 25:1445-1452
- Johnson PC, Ettinger RA, Kurtz J, Bryan J, Kester JE (2002) Migration of soil gas vapors to indoor air: determining vapour attenuation factors using a screening-level model and field data from the CDOT-MTL Denver, Colorado site. Newsletter from the American Petroleum Institute, No. 16
- Jury, W. A., Spencer, W. F. and Farmer, W. J. (1983) Behavior assessment model for trace organics in soil: I. Model description. *J. Environ. Qual.*, Vol. 12 (4), pp. 558-564.
- Jury, W.A., Spencer, W.F. et Farmer, W.L. (1984). Behavior assessment model for trace organics in Soil, *Journal of Environmental Quality* 12 (4):558-564.
- Jury W.A. Groven R., Spencer W.F., Farmer W.J. (1980) Modeling Vapor Losses of Soil. Incorporated Triallate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 44, pp. 445-450.
- Jury, W.A., Russo, D., Streile, G. et Abd, H.E. (1990). Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface, *Water Resources Research* 26:13-20.
- Labieniec PA, Dzombak DA, Siegrist RL (1996) SoilRisk: Risk assessment model for organic contaminants in soil, *Journal of Environment Engineering-ASCE*, vol. 122, issue5, pages 388-398
- Lahvis, M. A. (2005). Evaluation of potential vapor transport to indoor air associated with small-volume releases of oxygenated gasoline in the vadose zone. *API Research Bulletin* No. 21, pp. 1–4. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Lin J. S., Hildemann L. M. (1995) A non-steady state analytical model to predict gaseous emissions of volatile organic compounds from landfills, *Journal of Hazardous Material*, vol. 40, pages 271–295
- Little JC, Daisey JM, Nazaroff WW (1992) Transport of subsurface contaminants into buildings. An exposure pathway for volatile organics. *Environ Sci Technol* 26(11):2058–2066
- McHugh, T. E., Connor, J. A., and Ahmad, F. (2004a). An empirical analysis of the groundwater-to-indoor-air exposure pathway: The role of background concentrations in indoor air. *Environ. Forens.* 5:33–44.
- McHugh, T. E., Connor, J. A., and Ahmad, F. (2004b). Discussion of: Hers, I., Zapf-Gilje, R., Johnson, P.C., and Li, L. 2003. Evaluation of the Johnson and Ettinger model for prediction of indoor air quality. *Groundwater Monitor. Remediat.* 23:62–76. Discussion of papers. *Groundwater Monitor. Remediat.* 24:139–140.
- Musielak M (2012). Mémoire de doctorat. Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Doctorat de l'université de Toulouse. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 19 novembre 2012
- Nazaroff William W., Feustel H., Nero Anthony V., Revzan K. L. and Grimsrud D. T. (1985) Radon transport into a detached one-story house with a basement. *Atmospheric Environment*, vol. 19 (1), pp. 31-46.
- Nazaroff William W. (1988) Predicting the rate of ²²²Rn entry from soil into the basement of a dwelling due to pressure-driven air flow. *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 24 (1/4), pp. 199-202.



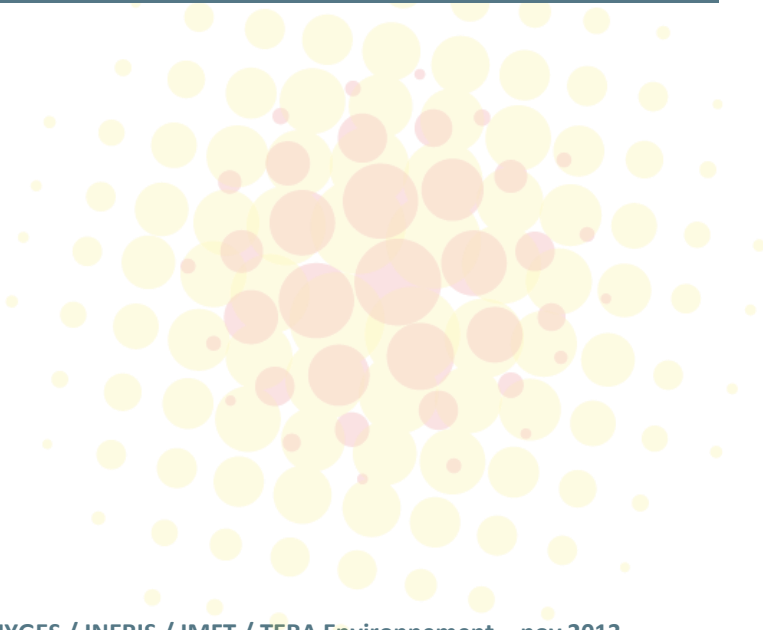
- Park H. S. (1999) A method for assessing soil vapor intrusion from petroleum release sites: Multi-phase/multi-fraction partitioning, Global Nest International, vol.1, pages 195–204
- Parker J. C. (2003) Modelling volatile chemical transport, biodecay, and emission to indoor air, Ground Water Monitoring and Remediation, vol. 23, issue 1, pages 107-120
- Powaga E., Chastanet J. (2013) Modélisation numérique découplée milieu souterrain / air intérieur à l'échelle d'un site atelier. Journées techniques « Gestion des sites et sols pollués », Séance : Les substances volatiles : caractérisation, modélisation des transferts, surveillance. Retour d'expérience des projets CITYCHLOR, FLUXOBAT et ATTENA, 29 mai 2013, Paris. Communication orale
- Provoost J. Cornelis C., Nouwen J. (2003) Subsurface vapour intrusion resulting from soil pollution : a comparative study between software models. In ConSoil (8th international FZK/TNO conference on contaminated soil): Gent, Belgium.
- Provoost J., Reijnders L., Swartjes F., Bronders J., Seuntjens P., Lijzen J. (2009) Accuracy of seven vapour intrusion algorithmes for VOC in groudwater ? J. Soils Sediments, 9 :62-73
- Provoost J., Tillman F., Weaver J., Reijnders L., Bronders J., Van Keer I. and Swartjes F. (2010). Chapter 2 Vapor Intrusion Into Buildings – A Literature Review. Advances in Environmental Research. Volume 5. 42 p.
- Ririe GT, Sweeney RE, Daugherty SJ (2002). A comparison of hydrocarbon vapor attenuation in the field with predictions from vapor diffusion models. Soil Sed Contam 11(4):529–554
- Robinson N.I. & Turczynowic L. (2005) One- and Three-Dimensional Soil Transportation Models for Volatiles Migrating from Soils to House Interiors. Transp Porous Med, 59 :301-323.
- Sanders P. F., Stern A. H. (1994) Calculation of soil cleanup criteria for carcinogenic volatile organic compounds as controlled by the soil-to-indoor air exposure pathway, Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 13, pages 1367-1373
- Sanders, P.F. et Talimcioglu, N.M. (1997). Soil-to-indoor exposure models for organic compounds: The effect of soil moisture, Environmental Toxicology and Chemistry 16: 2597- 2604.
- Tillman, F.D. et Weaver, J.W. (2005). Review of recent research on vapour intrusion, Washington, DC: U.S. EPA, Office of Research and Development, EPA/600/R-05/106.
- UK Environment Agency (2002) The contaminated land exposure assessment (CLEA) model : Technical basis and algorithms. R & D Publication CLR 10. www.environment-agency.gov.uk
- US EPA (2004) User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings. http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/airmodel/pdf/2004_0222_3phase_users_guide.pdf
- US EPA (2008). EPA's Vapor Intrusion Database. Preliminary Evaluation of attenuation Factors. Draft, Office of Solid Waste, U.S. EPA, March 4, 2008
- US EPA (2012). EPA's Vapor Intrusion Database. Evaluation and Characterisation of attenuation factors for chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. EPA 530-R-10-002.
- van Wijnen HJ, Lijzen JPA (2006) Validation of the VOLASOIL model using air measurements from Dutch contaminated sites—Concentrations of four chlorinated compounds. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven report no. 711701041/2006
- Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA (1996) The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven report no. 715810014
- Yao Y., Shen R., Pennell K.G., Suuberg E.M., (2011) A comparison of the Johnson–Ettinger vapor intrusion screening model predictions with full threedimensional model results, Environ. Sci. Technol. 45 (2011) 2227–2235.
- Yao Y., Pennell K.G., Suuberg E.M. (2012). Estimation of contaminant subslab concentration in vapor intrusion. Journal of Hazardous Materials 231– 232 (2012) 10– 17
- Yao Y., Shen R., Pennell K. G., Suuberg E. M. (2013). A review of vapor intrusion models. Environ Sci Technol. Mar 19 ; 47 (6) : 2457-70



crédit photo BURGEAP

CHAPITRE 8

**DONNEES NECESSAIRES
AUX MODELISATIONS**



8. DONNEES NECESSAIRES AUX MODELISATIONS

8.1. LES MESURES DE CONCENTRATIONS ET DE FLUX

Les mesures de concentration et de flux sont nécessaires aux modélisations, à la fois pour les modélisations prospectives et pour les modélisations descriptives.

Les paragraphes suivants reposent sur les éléments présentés aux chapitres sur la métrologie (gaz du sol : § 4, flux : § 5 et air intérieur : § 4) en mettant en relief les points d'attention et incertitudes associés aux choix de concentrations et de flux mesurés.

8.1.1. Contraintes temporelles

Modélisations prospectives

Les mesures de concentrations dans les gaz du sol ou de flux vers l'atmosphère constituent les conditions à la limite d'une modélisation prospective. La question de leur représentativité vis-à-vis de l'objet de la modélisation se pose.

Les modélisations prospectives sont réalisées en référence à la période sur laquelle les concentrations dans l'air intérieur doivent être estimées. Ces concentrations serviront à l'estimation des expositions des populations et in fine à l'évaluation des risques sanitaires induits par la présence de la pollution. Les évaluations de risques concernent soit un risque aigu (épisode isolé de courte durée : quelques heures à quelques jours) ou sub-chronique (période de quelques jours à quelques mois) soit un risque chronique (période d'une ou quelques années pouvant aller jusqu'à la vie entière).

L'évaluation des risques chroniques constitue dans la grande majorité des cas l'objectif des modélisations prospectives conduites. Ainsi les concentrations utilisées devront être représentatives de ces périodes.

A l'échelle pluriannuelle, en dehors des périodes de mise en place de la source ou de stabilisation après une dépollution, la diminution de la charge polluante dans les sols (en lien avec ses pertes vers l'atmosphère ou via la nappe) est très lente ne nécessitant pas la prise en compte de ces phénomènes.

A l'échelle annuelle, saisonnière ou journalière, la variabilité temporelle a été mise en évidence (§ 4.3.1 et 4.3.3 pour les gaz du sol et 5.3 pour les flux) nécessitant d'être appréhendée avant l'introduction d'une concentration comme condition limite d'une modélisation prospective. Il est ainsi nécessaire de disposer des réponses aux questions suivantes afin de s'assurer de la représentativité des résultats de modélisation : Quelle gamme de concentrations peut être attendue durant une année ? Comment se situent les mesures réalisées ?

Modélisations descriptives

Dans le cas d'une modélisation visant à reproduire une situation dégradée observée (étape de calage, voir § 9), la question de la cohérence entre les mesures de concentrations ou de flux dans les différents compartiments doit être posée au préalable à leur prise en compte. En effet, une modélisation descriptive visant à comprendre les raisons de la dégradation de l'air cherchera à caler les concentrations dans l'air intérieur ou l'air extérieur ou encore les flux⁵² mesurés à partir des concentrations constituant la condition à la limite (dans les gaz des sols ou encore les flux).

Les facteurs intervenant dans la variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol (mécanismes de diffusion prépondérant en profondeur et relativement lents) et dans l'air intérieur (mécanismes convectifs majoritaires relativement rapides) conduisent à des dynamiques différentes.

⁵² Le flux peut être une condition à la limite de la modélisation de l'air intérieur ou extérieur ou un résultat de la modélisation du milieu souterrain (avec ou sans la dalle) – voir § 7.1

Ainsi, il sera déconseillé de chercher à caler une situation pour laquelle des mesures ont été réalisées à des périodes ou sur des durées différentes dans ces compartiments. Afin de limiter les erreurs d'interprétation, comme précisés dans les paragraphes dédiés, il est recommandé de réaliser des mesures suffisamment longues et à plusieurs périodes permettant d'en lisser la variabilité potentielle.

8.1.2. Répartition spatiale des concentrations

Dans le plan

Pour les modélisations réalisées en 1D (modèle 2), la question de la représentativité des mesures sous l'emprise du bâtiment (ou au niveau des fissures périphériques) devra être posée (voir § 4.5.1).

En particulier, pour un bâtiment futur dont l'emprise au sol sera supérieure à la zone impactée dans les gaz du sol, une moyenne géométrique intégrant les rapports de surface devra être calculée afin de ne pas surestimer de manière peu réaliste les concentrations dans l'air intérieur. Idéalement cette pondération sera faite pour le choix de la concentration à la limite du modèle, mais pourra également être réalisée sur les flux calculés par le modèle 2 pour différentes sources constituées des différentes zones de concentrations homogènes sous le bâtiment.

Pour les modèles 2, pour un polluant et une situation donnée, la relation entre la concentration dans les gaz du sol et celle dans l'air intérieur étant constante, l'incidence du choix de la concentration sur les résultats de la modélisation sont facilement appréciables.

La Figure 78 qui est extraite des modélisations spécifiques conduites sur le site atelier FLUXOBAT (présentées en annexe 9) illustre les écarts de concentration dans l'air intérieur qui peuvent être obtenus avec différentes hypothèses sur le terme source dans un modèle analytique 1D (modèle 2). La source n°1 correspond à la concentration d'équilibre dans les gaz du sol dans les remblais sous dalle présentant de la phase organique, la source n°2 correspond à la concentration maximale mesurée dans les gaz des sols au droit de la source, la source n°3 est la concentration moyenne pondérée dans les remblais.

La Figure 78 montre que l'influence du choix de la concentration sous bâtiment sur les concentrations calculées dans l'air intérieur est majeure. En effet la prise en compte de la concentration dans les sols (et le calcul de la concentration d'équilibre dans les gaz) conduit à des teneurs supérieures à celles mesurées de 3 ordres de grandeur.

Seule la prise en compte de la concentration moyenne pondérée permet de restituer les concentrations dans l'air intérieur mesurées (comparables aux résultats de la modélisation numérique 3D avec la source « réelle »).

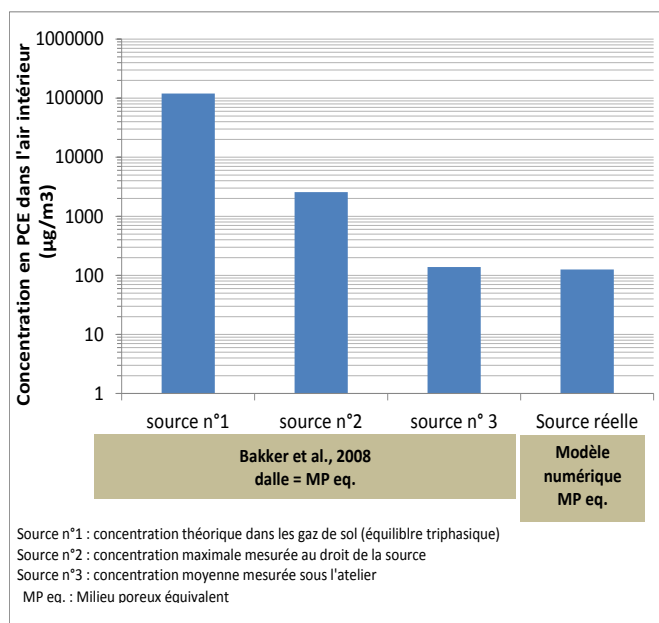


FIGURE 78 – INFLUENCE DU CHOIX DE LA CONCENTRATION A LA LIMITE DE LA MODELISATION SUR LES CONCENTRATIONS CALCULEES DANS L'AIR INTERIEUR (SITE ATELIER FLUXOBAT)

Sur la verticale

Il conviendra de s'interroger sur la représentativité de la concentration choisie comme condition à la limite de la modélisation à une profondeur donnée. Même si le recours à la mesure est préconisé, comme cela est précisé aux § 4.5.2 et 4.6.3, si celle-ci est jugée inadaptée, il sera nécessaire d'avoir recours aux concentrations mesurées dans les sols ou la nappe.

8.1.3. Concentration dans les gaz du sol versus concentration dans les sols

En l'absence de mesures représentatives dans les gaz de sol, ce sont les concentrations dans les sols (ou dans la nappe) qui constituent les conditions à la limite des modélisations⁵³. Les concentrations dans les gaz du sol sont alors modélisées considérant un équilibre triphasique.

La littérature et le retour d'expérience du consortium FLUXOBAT montrent que les concentrations dans les gaz du sol calculées à partir de l'équation d'équilibre triphasique sont généralement supérieures à celles mesurées (en particulier dans des matrices à granulométrie hétérogène), l'écart pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur.

Les origines de ces écarts sont à rechercher dans l'hétérogénéité des sols et des pollutions de sols. En effet, les prélèvements et analyses des gaz du sol sont représentatifs d'un volume poreux plus important que celui sur lequel porte l'analyse de sols. Il ne s'agit donc pas d'une sous-estimation des concentrations dans les gaz du sol mesurées dans les piézaires mais d'une intégration sur un volume d'air plus représentatif des transferts. D'autre part, l'application de l'équilibre triphasique impliquant l'équilibre local est discutable à l'échelle des volumes d'air sollicités, un coefficient d'échange devant s'appliquer⁵⁴. Il est généralement observé un non équilibre local conduisant à des concentrations dans les eaux (en zone saturée) ou dans les gaz de sol (en zone non saturée) plus faibles. Cette réduction est assez classiquement de un à deux ordres de grandeurs dans la nappe (Côme et al., 2005). Sur le site atelier FLUXOBAT, au droit de la zone source, les concentrations mesurées sont en effet comprises entre 1 et 10 % de la concentration d'équilibre (voir annexe 8 et annexe 9).

En l'absence de mesures représentatives de concentrations dans les gaz du sol, c'est donc par défaut la concentration dans les sols qui sera retenue. Les recommandations sur l'échantillonnage présentées dans le guide MACAOH sur la caractérisation de la zone source (Côme et al, 2006) sont alors à appliquer afin d'en assurer la représentativité.

Le cas échéant, un calage des profils de concentrations dans les gaz du sol devra nécessairement être conduit afin de limiter les incertitudes induites par ce choix de condition à la limite.

8.2. LES ELEMENTS DE GEOMETRIE

La mise en œuvre d'une modélisation quelle qu'elle soit nécessite la connaissance des éléments de géométrie afin de réaliser la schématisation du modèle. En particulier les éléments de géométrie du soubassement sont majeurs pour le choix de l'outil dans le cas d'une modélisation analytique 1D (modèle 2).

Les éléments de géométrie nécessaires sont les suivants.

Zone non saturée

- Lithologie sous le bâtiment et au contact de l'atmosphère et ses hétérogénéités
- Profondeur, écoulement et battement de la nappe
- Géométrie de la source de pollution

⁵³ Afin de sélectionner les substances à considérer dans les modélisations, des tableaux intégrant la volatilité des polluants (Johnson et Ettinger, 1991), voire leur toxicité (DoD, 2009, OHIO EPA, 2010) peuvent être utiles. En effet, ceux-ci précisent si le polluant est ou non susceptible de générer via sa volatilisation et son transfert vers l'air un risque sanitaire (Oui/Non).

⁵⁴ Pour les eaux, le guide méthodologique CIDISIR (Quantification des cinétiques de dissolution sur site réels, juin 2005) présente les éléments associés à ces équilibres et aux effets des hétérogénéités et des volumes sollicités



Soubassement et dalle

- Nature du plancher : dalle béton (radier,...), plancher bois, ourdis ...
- Informations qualitatives concernant les hétérogénéités (zones de dallage différentes, circulations préférentielles comme le passage de réseau, fissures du dallage)
- Surface, épaisseur de dalle
- Type de soubassement : dallage indépendant sur terre-plein, dalle portée sur terre-plein, vide sanitaire, radier, murs enterrés
- Caractéristiques du vide sanitaire ou de la cave : nature de l'interface avec le sol, hauteur, ancrage au sol, passage de réseaux et accès depuis le niveau du rez-de-chaussée, composants naturels de ventilation

Bâtiments et pièces

- Géométrie du bâti (longueur, largeur, hauteur)
- Type de ventilation, localisation des entrées/sorties
- Géométrie des entrées/sorties d'air et autres composants naturels de ventilation

Atmosphère

- Dimension de la surface émettrice sous le vent

Ces éléments peuvent être obtenus de différentes manières.

- Dans la zone non saturée, leur connaissance fait le plus souvent l'objet d'études (diagnostics) plus ou moins approfondies suivant les enjeux.
- Pour la délimitation de la source de pollution, le lecteur pourra se référer aux guides méthodologiques existants sur ce sujet (dont le guide méthodologique MACAOH, Come et al. 2006).
- Pour les compartiments soubassement, dalle et bâtiment, l'origine des éléments de géométrie dépend s'ils sont existants ou non.

Dans le cas d'un aménagement futur, c'est l'analyse du projet et les échanges avec les architectes et bureaux d'étude qui permettra de préciser ces éléments.

Dans le cas de bâtiments existants, la visite du site permettra de recueillir des informations importantes sur le bâtiment, les zones de transfert, les conditions de renouvellement d'air et les éventuelles sources de pollution propres aux aménagements ou usages. Un guide est proposé en annexe 3. Il a été établi à partir du document produit par l'INERIS (2010) et à partir d'autres guides existants.

8.3. QUELS PARAMETRES POUR QUELS MODELES ?

Les paramètres nécessaires aux différents types de modélisation sont recensés dans le Tableau 34. Ils sont regroupés par compartiment (zone non saturée, soubassement et dalle, air intérieur et air extérieur). De manière générale, tous les paramètres décrits ont un rôle important dans la description des transferts de COV dans tous les compartiments (croix noir dans le tableau ci-dessous).

Dans la zone non saturée, les paramètres de perméabilité, porosité et teneur en eau jouent un rôle déterminant dans l'estimation des flux convectifs et diffusifs de COV. Les relations de pression capillaire, de perméabilité relative et la saturation irréductible jouent indirectement sur ces flux car ils influencent la teneur en eau dans le milieu.

Par ailleurs, les paramètres associés au mécanisme d'adsorption (fraction de carbone organique et coefficient Kd) sont utiles uniquement lorsque le terme source considéré correspond à une

concentration dans les sols (phase organique ou adsorbée). De même, les paramètres de biodégradation ne sont à considérer que lorsque ce phénomène a été identifié sur site et joue un rôle d'atténuation important sur les teneurs en COV.

ZONE NON SATURÉE	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Modèle 5	Modèle 6	Modèle 7
ZNS+dalle	Empirique	Analytique 1D intégral	Analytique	Analytique	Numérique	Numérique	Numérique intégral
Air intérieur			Nodal	CFD	Nodal ou analytique	CFD	
Air extérieur			Analytique	CFD		CFD	
Paramètres des fluides (eau, gaz, phase organique) et du polluant							
Masse molaire de chaque composé		X	X	X	X	X	X
Solubilité de chaque composé		X	X	X	X	X	X
Pression de vapeur saturante de chaque composé	X	X	X	X	X	X	X
Constante de Henry de chaque composé		X	X	X	X	X	X
Coefficient d'échange pour la volatilisation (modèle de non équilibre local)					X	X	X
Coefficient de partage Koc de chaque composé		X	X	X	X	X	X
Masse volumique de la phase gazeuse			X	X	X	X	X
Diffusion moléculaire dans l'air du composé		X	X	X	X	X	X
Diffusion moléculaire dans l'eau d'un composé		X	X	X	X	X	X
Viscosité de la phase gazeuse			X	X	X	X	X
Viscosité de la phase aqueuse					X	X	X
Paramètres de la zone non saturée							
Perméabilité au gaz		X	X	X	X	X	X
Porosité totale		X	X	X	X	X	X
Teneur en gaz		X	X	X			
Relations pression capillaire / saturation eau-gaz					(X)	(X)	(X)
Relations perméabilité relative / saturation eau-gaz					X	X	X
Saturation irréductible en eau					X	X	X
Dispersivité du m. p. (α_L , α_T)					X	X	X
Tortuosité*					(X)	X	X
Coefficient de diffusion effectif*					(X)	X	X
Fraction de carbone organique		X	X	X	X	X	X
Coefficient de distribution K_d (sol/eau)		X	X	X	X	X	X
Paramètres de biodégradation		(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)

* la tortuosité et le coefficient de diffusion effectif sont souvent calculés à partir d'autres paramètres (porosité, fraction volumique en gaz et coefficient de diffusion moléculaire dans l'air, cf.§ 8.4.2). Ils peuvent néanmoins être renseignés directement dans certains outils

SOUBASSEMENT ET DALLE	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Modèle 5	Modèle 6	Modèle 7
Paramètres de la dalle, représentation en milieu poreux équivalent							
Porosité totale		(X)	(X)	(X)	X	X	X
Teneur en gaz		(X)	(X)	(X)	X	X	X
Perméabilité		(X)	(X)	(X)	X	X	X
Tortuosité*		(X)	(X)	(X)	(X)	X	X
Paramètres de la dalle, représentation en fissure de retrait							
Taille des fissures (ouverture)		(X)	(X)	(X)	X**	X**	X**
Paramètres de la dalle, représentation en fissure uniformément réparties							
Taux de fissuration (fraction d'ouvertures par unité de surface fof ou nombre d'ouvertures par unité de surface)		(X)	(X)	(X)	X**	X**	X**
Paramètres de transferts effectifs							
Coefficient de diffusion effectif*					(X)	X	X
Sorption (ou retard)					X	X	X
Paramètres spécifiques au soubassement							
Renouvellement d'air (ou débit d'extraction) d'un vide sanitaire		(X)	(X)	(X)	X	X	X
Perméabilité de l'interface avec le sol (plancher bois et ourdis)		(X)	(X)	(X)	X	X	X

** Dépend de la schématisation des transferts dans la dalle. Les autres paramètres associés à la fissure (ouverture, perméabilité, porosité, diffusion effective) étant nécessaire à sa modélisation

AIR INTERIEUR	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Modèle 5	Modèle 6	Modèle 7
Paramètres du bâtiment							
Renouvellement d'air		X			X***		
Perméabilité à l'air de l'enveloppe			X	X	***	X	X
Débites mécaniques d'air extrait et insufflés			X	X	***	X	X
Paramètres de l'air intérieur							
Différence de température intérieure-extérieure			X	(X)	***	(X)	(X)
Différence de pression intérieure-extérieure		X			X***		
Diffusion turbulente				X	***	X	X
Paramètres météorologiques							
Température de l'air				X		X	X
Pression atmosphérique			X	X	***	X	X
vent (amplitude et direction)			X	(X)	***	(X)	(X)
Paramètres de l'air et du polluant							
Diffusion moléculaire dans l'air du composé				X	***	X	X
Viscosité de l'air			X	X	***	X	X
Masse volumique de l'air intérieur			X	X	***	X	X

*** sauf couplage avec un nodal 1 nœud pour lequel les paramètres sont alors ceux du modèle 3

AIR EXTERIEUR	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4	Modèle 5	Modèle 6	Modèle 7
Paramètres aéraliques							
Pluviométrie				X		X	X
Pression atmosphérique				X		X	X
Température de l'air			X	X	***	X	X
Gradient thermique			X	(X)	***	(X)	(X)
Vitesse du vent et direction		X	X	X	X***	X	X
Gradient de vitesse dans l'air proche surface			X	X	***	X	X
Diffusion turbulente (associé à l'écoulement laminaire)				(X)		(X)	(X)
Taux de turbulence				(X)		(X)	(X)
Rugosité de la surface du sol		(X)	X	X	(X)***	X	X
Paramètres de l'air et du polluant							
Diffusion moléculaire dans l'air du composé				X		X	X
Viscosité de l'air		X		X	X***	X	X
Masse volumique de l'air atmosphérique				X		X	X

*** sauf couplage avec un modèle analytique pour lesquels les paramètres sont alors ceux du modèle 3

TABLEAU 34 – QUELS PARAMETRES POUR QUELS MODELES

8.4. ORIGINE DES PARAMETRES

8.4.1. Sources de données

Les recommandations quant aux modes d'acquisition des différents paramètres sont présentées dans le Tableau 35. Ces modes sont classés en 4 groupes :

- les mesures in situ ou « mesures de terrain » ;
- les mesures en laboratoire ;
- les données issues de la littérature ;
- les données de calage, c'est-à-dire les données ajustées pour que le modèle décrive au mieux les variables mesurées sur le terrain.

Les recommandations sont basées sur des compromis entre les méthodes existantes, celles qu'il n'est pas raisonnable d'envisager dans le cadre de prestations commerciales banalisées (difficultés, coût,...) et le manque de méthodes fiables qui justifie le recours à des paramètres de la littérature ou au calage.

Pour la zone non saturée, les méthodes de mesures in situ ou en laboratoire sont couramment utilisées. Pour les bâtiments, dalles et soubassement de bâtiments futurs, le recours à la littérature est incontournable, tandis que pour un bâtiment existant, des mesures sur site de certains paramètres seront à privilégier autant que possible. Il est à noter cependant que le manque de méthodes opérationnelles pour caractériser les dalles conduit dans la majorité des cas à s'appuyer sur des données de la littérature ou sur le calage du modèle. Cependant, dans le cadre du projet FLUXOBAT, pour la dalle, certaines méthodes d'acquisition avancées ont néanmoins été mises en œuvre, voire développées, pour caractériser les dalles béton à l'échelle du laboratoire (Musielak, 2012, voir § 3.2.5) ou du site pilote SCERES (perméabilité de dalle, voir § 3.2.3). La mise en œuvre de

la méthode présentée au § 3.2.5 peut être envisagée pour des cas spécifiques (situations complexes, études à fort enjeux,...).

Enfin pour les compartiments air intérieur et air extérieur, la mesure des paramètres sur le terrain est généralement à privilégier du fait de leur facilité d'acquisition.

ZONE NON SATURÉE	Mesures terrain	Mesures de laboratoire	Données de la littérature	Données de calage	Commentaire
XX : méthode à mettre en œuvre de préférence X: méthode utilisable (X) méthode utilisable pour des cas particuliers					
Paramètres des fluides (eau, gaz, phase organique) et du polluant					
Masse molaire de chaque composé			XX		
Solubilité de chaque composé		(X)	XX		
Pression de vapeur saturante de chaque composé		(X)	XX		
Constante de Henry de chaque composé		(X)	XX		
Coefficient d'échange pour la volatilisation (modèle de non équilibre local)			X	X	
Coefficient de partage Koc de chaque composé		(X)	X		
Masse volumique de la phase gazeuse		(X)	X		A quantifier à partir de la concentration du COHV dans le mélange gazeux (cf. Cotel et al., 2011)
Diffusion moléculaire dans l'air du composé			XX		
Diffusion moléculaire dans l'eau d'un composé			XX		
Viscosité de la phase gazeuse			XX		
Viscosité de la phase aqueuse			XX		
Paramètres de la zone non saturée					
Perméabilité	XX	X	X	X	Utiliser au maximum K terrain et calage avec les données de terrain si disponible
Porosité totale		X	X		
Teneur en gaz	(X)	X	X		Appelé aussi porosité ouverte à l'air (cf. Johnson et Ettinger, 1991)
Relations pression capillaire / saturation eau-gaz		(X)	X		
Relations perméabilité relative / saturation eau-gaz		(X)	X		
Saturation irréductible en eau		(X)	X		
Dispersivité du m. p. (α_L, α_T)			X	X	Estimée (formellement) par essai de traçage (mesure de terrain). Dans la pratique et compte tenu de la difficulté à mettre en œuvre de tels essais dans l'air de la ZNS, la mesure terrain n'est pas recommandée
Tortuosité		(X)	X		Peut être déduit de la porosité totale et du coefficient de diffusion effectif (cf. § 8.4.2)
Coefficient de diffusion effectif		(X)	X		Peut être déduit de la tortuosité et de la porosité totale (cf. §8.4.2)
Fraction de carbone organique		XX			Analyse laboratoire sur échantillon non pollué prélevé sur le terrain
Coefficient de distribution Kd (sol/eau)		X	X		Estimé à partir de foc et Koc
Paramètres de biodégradation	X			X	Méthode d'analyse de données de terrain (e.g. guide MACAOH « atténuation naturelle » (Côme et al. 2006)

SOUBASSEMENT ET DALLE	Mesures terrain	Mesures de laboratoire	Données de la littérature	Données de calage	Commentaire
XX : méthode à mettre en œuvre de préférence X: méthode utilisable (X) méthode utilisable pour des cas particuliers					
Paramètres de la dalle, représentation en milieu poreux équivalent					
Porosité totale		(X)	X		la constitution du béton peut donner une indication
Teneur en gaz		(X)	X		La constitution du béton peut donner une indication
Perméabilité	X	(X)	X	X	La constitution du béton peut donner une indication
Tortuosité		(X)	X	X	Peut être déduit du coefficient de diffusion effectif et de la porosité totale
Paramètres de la dalle, représentation en fissure de retrait					
Taille des fissures (ouverture)			X	X	
Paramètres de la dalle, représentation en fissure uniformément réparties					
Taux de fissuration (fraction d'ouvertures par unité de surface fof ou nombre d'ouvertures par unité de surface)			X	X	Cela peut s'exprimer en termes de fraction d'ouvertures dans la dalle (fof) (Waitz et al. 1996) ou de nombre d'ouvertures par unité de surface (Bakker et al. 2008)
Paramètres de transferts effectifs					
Coefficient de diffusion effectif		(X)	X	X	Mesures conjointes, faites sur une carotte de dalle
Sorption (ou retard)		(X)	X		
Paramètres spécifiques au soubassement					
Renouvellement d'air (ou débit d'extraction) d'un vide sanitaire	XX		X		
Perméabilité à l'air de l'interface intérieur / sol avec le sol (plancher bois ou ourdis)	X	(X)	X	X	

AIR INTERIEUR	Mesures terrain	Mesures de laboratoire	Données de la littérature	Données de calage	Commentaire
« XX : méthode à mettre en œuvre de préférence X: méthode utilisable (X) méthode utilisable pour des cas particuliers					
Paramètres du bâtiment					
Renouvellement d'air	XX		X		
Perméabilité à l'air de l'enveloppe	X		X		
Débits mécaniques d'air extrait et insufflés	X		X		
Paramètres de l'air intérieur					
Différence de température intérieure-extérieure	XX			X	
Différence de pression intérieure-extérieure	XX		X	X	
Diffusion turbulente			X	(X)	
Paramètres météorologiques					
Température de l'air atmosphérique	XX				
Pression atmosphérique	XX				
vent (amplitude et direction)	XX				
Paramètre de l'air et du polluant					
Diffusion moléculaire dans l'air du composé			XX		
Viscosité de l'air			XX		

Masse volumique de l'air intérieur			XX		
------------------------------------	--	--	----	--	--

AIR EXTERIEUR	Mesures terrain	Mesures de laboratoire	Données de la littérature	Données de calage	Commentaire
« XX : méthode à mettre en œuvre de préférence X: méthode utilisable (X) méthode utilisable pour des cas particuliers					
Paramètres aérauliques					
Pluviométrie	XX				
Pression atmosphérique	XX				
Température de l'air	XX				
Gradient thermique	X				
Vitesse du vent et direction	XX				
Gradient de vitesse dans l'air proche surface	X			X	
Diffusion turbulente			X	(X)	
Taux de turbulence			X	(X)	
Rugosité de la surface du sol			X		
Paramètres de l'air et du polluant					
Diffusion moléculaire dans l'air de chaque composé			XX		
Viscosité de l'air			XX		
Masse volumique de l'air atmosphérique			XX		

TABLEAU 35 – SOURCE DES PARAMETRES REGISSANT LES EQUILIBRES, L'ÉCOULEMENT ET LE TRANSPORT DANS LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS

8.4.2. Données de la littérature pour la zone non saturée

Si à l'heure actuelle, les données de la littérature présentées ci-dessous sont largement utilisées pour l'évaluation des transferts de pollution des sols vers l'air, il est fortement recommandé de les mesurer le plus souvent possible. En particulier pour des situations où une dégradation de la qualité de l'air est observée, l'étude des solutions de dépollution doit reposer sur une bonne connaissance de l'écoulement et du transport dans les sols qui ne peut être acquise que par des mesures (en particulier la porosité, la teneur en eau et la perméabilité). Les méthodes de mesures sont présentées au § 3.1.

Porosité, teneur en eau et perméabilité

Les sources de données reprenant les paramètres hydrodynamiques des sols sont nombreuses, la plus communément utilisée dans les évaluations de transferts de COV vers l'air intérieur est associée à la classification texturale des sols portée par la norme américaine ASTM D2487 (Unified Soil Classification System - USCS) présentée dans une version simplifiée sur la Figure 79). Pour la classification USCS, les paramètres suivants sont définis pour des lithologies allant du sable à l'argile (le Tableau 36 en présente un extrait, il est issu de la base de données UNSODA de l'USDA (Soil Survey Staff, 1975) :

- une teneur en eau à saturation (assimilée à la porosité, Θ),
- une teneur en eau irréductible (Θ_{wi}),
- une teneur en eau moyenne (Θ_w),
- une teneur en eau dans la frange capillaire,
- les paramètres de Van Genuchten pour l'estimation du profil de saturation en eau et des courbes kr-pc,
- les coefficients de perméabilité à l'eau à saturation⁵⁵.

⁵⁵ Les coefficients de perméabilité à l'eau à saturation (synonyme de conductivité hydraulique) peuvent se transformer en perméabilité intrinsèque et/ou en perméabilité au gaz, cf. Tableau 6 pour plus de détails

La classification texturale communément admise (Figure 79) concerne uniquement les fractions fines du sol (taille des grains <2mm). Des classifications incluant des sols plus grossiers (taille de grains > 2mm, e.g. graviers, cailloux, etc...) existent dans la littérature (USCS, Shirazi et al (2001),...), mais, à notre connaissance, il n'existe pas de base de données de paramètres pour ces types de sols. Notons que d'autres bases de données, notamment européennes (GRIZZLY (Haverkamp et al. 1998, LTHE), HYPRES (Wösten et al., 1998)) sont disponibles dans la littérature, mais elles sont toutes limitées à des fractions fines de sols (<2mm).

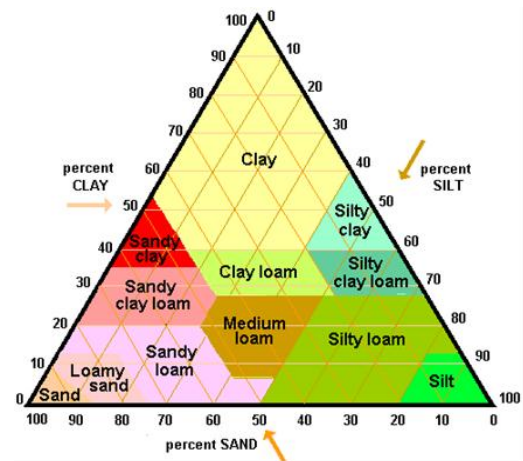


FIGURE 79 – TRIANGLE DE TEXTURE (SOIL SURVEY STAFF, 1975)

En terme de recommandations, le recours à ces bases de données ne doit être réalisé que lorsque les mesures sur site ne sont pas raisonnablement envisageables (en fonction des difficultés de réalisation et / du coût des mesures).

Ainsi, en l'absence de méthodes simples pour l'estimation des relations de pression capillaire et de perméabilité relative avec la saturation eau – gaz (e.g. paramètres de Van Genuchten) et de la saturation irréductible, les bases de données peuvent être recommandées.

Par contre, pour la perméabilité au gaz, la porosité et la fraction volumique en gaz, les mesures sont à privilégier (voir § 3.1.) car, les méthodes de mesures sont accessibles et ces paramètres sont prépondérants pour l'évaluation des transferts de COV dans la ZNS.

Soil texture (USDA)	Saturated water content, θ_s	Residual water content, θ_r	van Genuchten parameters			Average saturated hydraulic conductivity (cm/h)
			α (1/cm)	n	m	
Clay	0.459	0.098	0.01496	1.253	0.2019	0.61
Clay loam	0.442	0.079	0.01581	1.416	0.2938	0.34
Loam	0.399	0.061	0.01112	1.472	0.3207	0.50
Loamy sand	0.390	0.049	0.03475	1.746	0.4273	4.38
Silt	0.489	0.05	0.00658	1.679	0.4044	1.82
Silty loam	0.439	0.065	0.00506	1.663	0.3987	0.76
Silty clay	0.481	0.111	0.01622	1.321	0.2430	0.4
Silty clay loam	0.482	0.090	0.00839	1.521	0.3425	0.46
Sand	0.375	0.053	0.03524	3.177	0.6852	26.78
Sandy clay	0.385	0.117	0.03342	1.208	0.1722	0.47
Sandy clay loam	0.384	0.063	0.02109	1.330	0.2481	0.55
Sandy loam	0.387	0.039	0.02667	1.449	0.3099	1.60

TABLEAU 36 –PARAMETRES DE TRANSFERT DU SOL D'APRES LEUR CLASSIFICATION TEXTURALE (US-EPA, 2004)

Tortuosité du sol

La tortuosité (et le coefficient de diffusion effectif, voir § 2 et 2.1.1) sont des paramètres prépondérants pour la description des transferts diffusifs dans la zone non saturée. Ils sont généralement calculés à l'aide d'une relation empirique à partir de la porosité et de la fraction volumique en gaz du milieu (cf. Tableau 43), celle de Millington et Quirk (1961) étant la plus communément utilisée (cf. Tableau 37).

En l'absence de méthodes simples pour la mesure de ce paramètre, le recours à ces relations empiriques est recommandé.

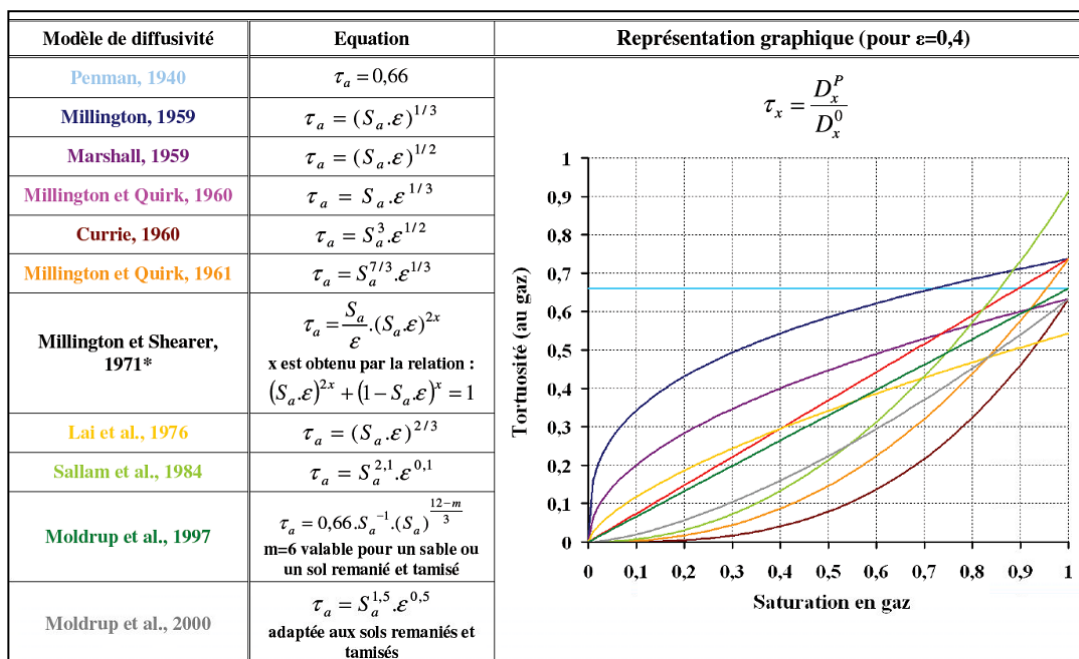


TABLEAU 37 – DIFFERENTES RELATIONS EMPIRIQUES DE LA TORTUOSITE (ε: POROSITE, SA : SATURATION EN AIR, (COTEL, 2008)

8.4.3. Données de la littérature pour le soubassement et de la dalle

Si pour les sols de nombreux paramètres seront préférentiellement issus de mesures, pour le soubassement et la dalle, cela est sensiblement différent. D'une part parce que pour les bâtiments existants où une problématique d'intrusion de gaz est identifiée, les prélèvements sont à limiter afin de ne pas favoriser les transferts et d'autre part parce que les méthodes de mesures non destructives in-situ sont limitées. Sont précisés au § 5.3, les méthodes in situ pour la mesure de la perméabilité de dalle et pour le renouvellement d'air du soubassement.

Dans la majorité des cas, des paramètres par défaut seront considérés pour la taille des fissures périphériques, pour la perméabilité équivalente de la dalle, sa porosité et la diffusion effective des polluants.

Pour certains aménagements futurs à forts enjeux, des mesures permettant d'évaluer le comportement du béton vis-à-vis des transferts potentiels des pollutions en présence (perméabilité, diffusivité et sorption) pourront cependant être réalisées (voir § 3.2).

Fraction d'ouvertures au sein de la dalle

La qualité de la dalle est généralement exprimée dans les modèles analytiques 1D intégraux (modèles 2) par la surface des ouvertures (A_{crack} ou A_{fissures}) ou par le rapport entre cette surface et celle de la dalle (f_{of}). Waitz et al. (1996) et Bakker et al. (2008) proposent des valeurs pour différents types de dalles, celles-ci intégrant les fissures, trous et autres interstices en dehors des fissures périphériques.

Les mesures reportées aux Pays Bas (Bakker et al., 2008) pour les surfaces d'ouverture varient de 0,0006 à 0,02 m². Il y est considéré que la porosité de la dalle peut être approchée par ce taux surfacique de fissure f_{of} [-] par la formule suivante :



$$n = f_{of} = \frac{A_{\text{fissures}}}{A} \tag{58}$$

Avec A_{fissure} [m²] correspond à la surface totale des ouvertures dans la dalle et A [m²] la surface de la dalle

Considérant que les fissures correspondent à des tubes de courant, pour des ouvertures réparties dans la dalle, le taux surfacique de fissure f_{of} [-] est lié à la densité des fissures d [L²] et au rayon moyen des fissures, r [L]:



$$f_{of} = d\pi r^2 \tag{59}$$

Dans le tableau suivant sont répertoriés les paramètres de dalle et les valeurs par défaut proposés par Bakker et al., 2008 (A_{fissures} , f_{of} et K_f , et r est calculé avec d égal 10 m⁻²).

Qualité de dalle	Surface totale d'ouvertures dans la dalle de 50 m ² (m ²)	Fraction d'ouvertures dans la dalle f_{of} (-)	Perméabilité effective à l'air κ_f (m ²)
Très mauvaise**	0,01	0,0002	8.10 ⁻⁹
Mauvaise *	0,005	0,0001	2.10 ⁻⁹
Normale	0,0005	0,00001	2.10 ⁻¹¹
bonne	0,00005	0,000001	2.10 ⁻¹³
Très bonne	0,000005	0,0000001	2.10 ⁻¹⁵

* Valeur par défaut recommandée par Bakker et al. 2008 en l'absence de connaissance de la dalle

** correspondant à un plancher bois ou des dalles fendues

TABLEAU 38 –GEOMETRIE DE FISSURE REPARTIES ET PERMEABILITE EQUIVALENTE DE DALLE (A PARTIR DE BAKKER ET AL., 2008 HORS FISSURE PERIPHERIQUE)

Porosité et coefficients de diffusion

Sur 6 carottes prélevées sur des corps d'épreuves de béton artificiellement vieilles dans le cadre du projet FLUXOBAT, les mesures réalisées par Musielak (2012) ont mis en évidence une porosité moyenne de 16,5 % (écart-type de 1,6 %). Ces résultats sont cohérents avec les estimations qui avaient été réalisées par Cavaleri (2005), laquelle avait également obtenu une porosité totale de 14 % sur des bétons prélevés sur des sites réels. Ces valeurs sont dans la gamme de celles données par Roy et al. (1993) variant de 4,5 à 25 %.

Concernant la porosité interconnectée des bétons, Hazebrouck et al. (2005) et Ferguson et al. (1995) proposent des valeurs de 2 et 3,4 %.

Pour les bétons, à l'heure actuelle et en l'absence d'études spécifiques sur le sujet, ce sont généralement les équations présentées dans le Tableau 37 qui sont retenues pour évaluer la tortuosité et donc le coefficient de diffusion effectif. Les travaux réalisés par Musielak (2012) à l'échelle de carottes de béton fissuré et par Marzougui (2013) à l'échelle d'un corps d'épreuve artificiellement vieilli et fissuré permettent de disposer de mesures de tortuosité des bétons :

- à l'échelle de carottes de béton, Musielak (2012) a mesuré une tortuosité moyenne de 60 conduisant à une porosité de 16,5% ci-dessus présentée à un rapport D_0/D_{eff} de l'ordre de 360.
- à l'échelle d'un corps d'épreuve, Marzougui (2013) a mesuré pour les deux dalles des rapports D_0/D_{eff} compris entre 411 et 600, ce qui avec une porosité de 16,5% correspondrait à une tortuosité comprise entre 68 et 100.

A l'heure actuelle, certaines modélisations analytiques (modèle 2) négligent la diffusion des polluants à travers la dalle considérant que la part convective du flux est majoritaire. Cependant les mesures et modélisations effectuées dans le cadre de FLUXOBAT montrent la nécessité de prendre en compte les transferts diffusifs qui peuvent -pour des dalles peu perméables- devenir non négligeables (voir §2 sur la définition du nombre de Péclet).

Ainsi, dans les modèles analytiques et numériques des transferts de polluants à travers des dalles en béton d'un bâtiment, il est recommandé de prendre, en l'absence d'autres données, des paramètres conduisant à un rapport D_0/D_{eff} dans la gamme de ceux obtenus dans le cadre du projet FLUXOBAT.

Perméabilité de la dalle

Les modélisations conduites dans le cadre du projet sur le site atelier FLUXOBAT (présentées en annexe 9) montrent l'influence majeure de la perméabilité sur les concentrations modélisées dans l'air intérieur.

Ainsi, dans le cadre de FLUXOBAT des travaux ont été conduits afin d'apporter des éléments sur ces perméabilités. Ont été réalisés des mesures en laboratoire sur des carottes de béton (Musielak, 2012 et annexe 8 pour le site atelier), des mesures in situ par approche inverse sur les corps d'épreuve disposés sur le bassin SCERES (Marzougui, 2013) et des mesures in situ sur les dalles en place (publication à paraître). Les gammes de valeurs de perméabilité mesurées dans le cadre du projet sont présentées dans le Tableau 39.

Permeabilités apparentes* du béton (m²)	Carottes des corps d'épreuve	Intégralité du corps d'épreuve		Dalle du site atelier
		Dalle 1	Dalle 2	
Méthode CEMBUREAU (voir § 3.2.3)	K Intrinsèque (m²) 3.10 ⁻¹⁸ à 1.10 ⁻¹⁴	2.10 ⁻¹⁴ **	1.10 ⁻¹³ **	K Intrinsèque (m²) 2.10 ⁻¹⁷ à 2.10 ⁻¹⁵
Mesures in-situ Tiny perm ou cellule unichambre (voir § 3.2.3)	-	-	Moyenne 7,6.10 ⁻¹³	5.10 ⁻¹⁴ à 3.10 ⁻¹³
Mesures in-situ Approche inverse par traçage	-	4,2.10 ⁻¹²	6,8.10 ⁻¹³	-

* Sauf si cela est précisé, les perméabilités données dans le tableau sont des perméabilités apparentes
 ** La méthode Cembureau normée pour des carottes de béton a été adaptée pour la mesure sur des corps d'épreuve

TABLEAU 39 –PERMEABILITE DE BETONS MESUREES DANS LE CADRE DU PROJET

Les valeurs de perméabilités proposées par Waitz et al (1996) et Bakker et al. (2008) pour des dalles de qualité mauvaise à bonne sont présentées dans le Tableau 38. Leurs estimations reposent sur l'hypothèse de fissures uniformément réparties dans la dalle. En combinant les lois de Darcy et de Poiseuille (donc en considérant que les pores des dalles sont des tubes verticaux), l'expression simplifiée de la perméabilité de la dalle qui est retenue est la suivante :

$$K'_{dalle} = \frac{K_{app}}{\mu} = \frac{dr^2}{\tau^2 \cdot 8\mu} \tag{60}$$

Avec K' dalle coefficient de perméabilité à l'air de la dalle ($\text{m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$), K_{app} la perméabilité apparente de la dalle (m^2), n la porosité de la dalle, r le rayon du tube de courant (m), τ la tortuosité de la dalle (voir § 2) et μ la viscosité dynamique de l'air ($\text{Pa} \cdot \text{s}$)

En faisant les hypothèses que $\tau=1$ pour les tubes de courant représentant les fissures et que la porosité est établie à partir du rapport des surfaces de fissure sur la surface totale de la dalle (équation (58)), la perméabilité de la dalle s'exprime comme suit.



$$K'_{\text{dalle}} = \frac{f \cdot f^2}{d \pi 8 \mu} \quad (61)$$

Il convient de noter que la correspondance des perméabilités mesurées aux catégories du Tableau 38 ne paraît pas cohérente au regard des sollicitations réalisées sur les corps d'épreuve artificiellement vieillis ou de l'état de vieillissement observé de la dalle du site atelier⁵⁶.

Cependant, en l'absence de mesures sur site, les perméabilités proposées par Bakker et al. (2008) du Tableau 38 sont à considérer par défaut.

Fissures périphériques

Les paramètres définissant la fissure périphérique sont sa géométrie, sa perméabilité et sa diffusivité. Les modèles analytiques 1 D prenant en compte la fissure périphérique sont ceux de Johnson and Ettinger (1991) et Yao et al (2011). Dans ces modèles :

- la perméabilité de la fissure est considérée comme égale à la perméabilité des sols sous-jacents. Un test de sensibilité présenté en annexe 9 en prenant en compte une perméabilité estimée à partir de l'ouverture de la fissure par la formule de Poiseuille ($K=r_{\text{crack}}^2/12$) pour un sol sous-jacent à perméabilité au gaz de 2.10^{-12} m^2 ne montre pas de modification sensible du flux massique vers le bâtiment.
- la diffusivité de la fissure est considérée comme correspondant à celle dans les sols sous-jacents (considérant que ces sols remplissent la fissure). La modélisation conduite sur le site atelier (annexe 9) tend à montrer cependant qu'à l'échelle d'un bâtiment, la diffusion à travers la fissure périphérique est vraisemblablement mineure par rapport à celle prenant place à travers le reste de la dalle.
- les paramètres de géométrie qui définissent la fissure périphérique sont sa largeur (ou rayon de la fissure r_{crack}), le taux de fissuration (μ) exprimé comme le rapport de la surface de fissure (A_{crack}) sur la surface totale de la dalle (A_B). Ces paramètres sont liés entre eux par le périmètre de la dalle sur lequel se développe la fissure périphérique (X_{crack}) comme suit :



$$r_{\text{crack}} = \mu \frac{A_B}{X_{\text{crack}}} \quad (62)$$

μ taux de fissuration : rapport entre la surface des fissures et la surface de l'espace considéré : A_{crack}/A_B ($0 < \mu < 1$) μ est en général compris entre 0,01 et 0,0001 (-), (Bakker et al. 2008) et r_{crack} rayon de fissure ou largeur de fissure (m)

Il y a peu d'informations disponibles sur r_{crack} , celles recensées dans les guides des modèles analytiques intégrés (modèles 2) sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Ainsi, pour la modélisation de la fissure périphérique, il est recommandé de prendre, en l'absence d'autres données, les paramètres par défaut proposés par la littérature (Johnson et Ettinger, 1991, EPA, 2003 et EPA, 2004).

⁵⁶ Les valeurs mesurées pour les corps d'épreuve sont équivalentes à des dalles « normales » ou de « bonne qualité » du Tableau 38 tandis que la dalle du site atelier serait soit « d'excellente qualité » (à partir des mesures sur carottes) soit de « bonne à très bonne qualité » avec les mesures in situ.

	r crack (largeur de la fissure)	$\mu = A_{\text{crack}}/A_b$ (-)
EPA, 2003 **	1 mm plain pied 0,5 mm sur sous-sol	0,00038 0,0002
EPA, 2004 **	Idem EPA 2003	Idem EPA 2003
Nazaroff et al., 1985	0,1 à 1 mm	-
Mowris et Fisk (1988)	1 à 15 mm *	0,0003 à 0,0006
RIVM, 2008 **	1 mm	

* interprété par Bakker et al. 2008

** recommandations des guides

TABLEAU 40 –PARAMETRES GEOMETRIQUES DE LA FISSURE PERIPHERIQUE

Géométrie et ventilation du vide sanitaire

Géométrie

Les hauteurs de vide sanitaire peuvent être assez variables en fonction du choix constructif et du type de bâtiment. On différencie le vide sanitaire accessible (hauteur suffisante pour s’y déplacer, en général > 50 cm) du vide sanitaire inaccessible (< 50 cm). La valeur par défaut proposée par Bakker et al. 2008 est de 0,5 cm.

Taux de ventilation

Le taux de ventilation dans le vide sanitaire τ_c par défaut de CSOIL basée sur l’article de Fast et al (1987) correspondant à la moyenne mesurée sur 77 logements est de $1,25 \text{ h}^{-1}$ ou encore 30 j^{-1} ,

Des études sur le radon (sur 700 maisons) ont montré des taux de ventilation des vides sanitaires moyens de $1,1 \text{ h}^{-1}$ ou encore 26 j^{-1} . Le RIVM (2001) propose de retenir la valeur de $1,1 \text{ h}^{-1}$

Par ailleurs, le CSTB donne une gamme de variation des appareils de ventilation des vides sanitaires de $1,5$ à $5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$, correspondant pour un vide sanitaire de 100 m^2 et de $0,5 \text{ m}$ de hauteur à des taux de ventilation de 3 à 10 h^{-1} ou encore 72 à 240 j^{-1} lorsque l’on souhaite protéger les bâtiments vis-à-vis du radon venant du sol (CSTB, 2008).

8.4.4. Données de la littérature pour le bâtiment

Les données de la littérature pour le bâtiment ne doivent pas être retenues pour les bâtiments existants où une problématique de pollution de l’air générée par le milieu souterrain a été identifiée. En effet, la situation dégradée peut être le reflet (entre autres) de dysfonctionnements de la ventilation, d’un confinement particulier ou de vecteurs de transferts singuliers. Ainsi pour ces bâtiments, les mesures sur site devront être réalisées en priorité pour comprendre les raisons de la situation observée, avec dans certains cas l’aide de la modélisation.

Pour les bâtiments futurs, ce sera généralement l’analyse du projet avec les équipes de l’aménagement ou de la construction qui permettra de sélectionner les données de la littérature les plus adaptées.

Perméabilité de l’enveloppe

Ce paramètre n’est nécessaire que pour les modélisations numériques de l’air intérieur (modèles 3, 4, 6 et 7), sa mesure est détaillée au § 3.3.1.

La perméabilité de l’enveloppe des bâtiments s’exprime par un débit d’air pour une dépression de 4 Pascals entre l’air intérieur et l’air extérieur ramenée à la surface des murs extérieurs : $Q_{4\text{PaSurf}}$ ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}^2$).

La Réglementation Thermique RT 2012 (arrêtés du 26 octobre 2010 et du 28 décembre 2012) présente des perméabilités à l'air de l'enveloppe des bâtiments résidentiels, tertiaires et recevant du public, ceux-ci sont présentés dans le tableau ci-contre.

	RT 2012 Seuils réglementaires $Q_{4PaSurf}$ (m ³ /h/m ²)
Logement individuel	0,6
Logement collectif	1
Secteur tertiaire	- (valeur par défaut de 1,7)

TABLEAU 41 – PERMEABILITE A L'AIR DES ENVELOPPES EXTERIEURES DES BATIMENTS (RT 2012)

Renouvellement d'air et débit d'extraction réglementaires

Il est important de mentionner que le renouvellement d'air d'une pièce ou d'un bâtiment peut être significativement différent des débits des systèmes de ventilations mis en place pour des bâtiments présentant une perméabilité de l'enveloppe élevée. A contrario, pour les bâtiments présentant une faible perméabilité de l'enveloppe (cas de ceux répondant à la RT 2012 en particulier, voir ci-avant), le renouvellement d'air sera proche des débits des systèmes de ventilation. La réglementation thermique publiée le 15 avril 1988 stipule pour des bâtiments tertiaires que la perméabilité des parois extérieures du bâtiment doit être telle que le supplément de renouvellement d'air qu'elle entraîne par rapport au renouvellement spécifique ne dépasse pas en moyenne par saison de chauffage 0,2 fois le volume du bâtiment par heure.

Dans le cas du site atelier FLUXOBAT, la perméabilité élevée de l'enveloppe rendait le renouvellement d'air très dépendant du vent (voir Figure 66).

Renouvellements d'air réglementaires

- Habitations

Dans l'arrêté du 24 mars 1982, le taux de renouvellement d'air minimal moyen modulé en fonction des pièces de l'habitat est de 0,5 vol/h (soit 12 j⁻¹). L'arrêté modifié du 28 octobre 1983 permet dans le cas où un dispositif mécanique module automatiquement le renouvellement d'air d'abaisser la ventilation moyenne à 0,3 vol/h (soit 7,2 j⁻¹). Le taux de ventilation pour les habitations, préconisé dans les modèles intégrés de calcul de risque⁵⁷ varie de 0,3 à 1,25 h⁻¹.

En France en référence à la réglementation, le taux habituellement retenu est de 0,5 h⁻¹ ou encore 12 j⁻¹.

- Tertiaire et Etablissements recevant du public

Le tableau suivant recense les renouvellements d'air minimaux du règlement sanitaire départemental type (article 64.1)

⁵⁷ Le rapport RIVM/CLARINET (RIVM, 2002) montre que 3 modèles prennent en compte un renouvellement d'air de 0,5 h⁻¹, deux d'entre eux prennent un taux de 1,25h⁻¹, et l'un d'entre eux prend un taux de 0,3 h⁻¹.

Détermination du renouvellement d'air minimal - locaux d'entrée

désignation des locaux	débit minimal d'air neuf en m ³ /h et par occupant (air à 1,2 kg/m ³)	
	locaux avec interdiction de fumer	locaux sans interdiction de fumer
locaux d'enseignement: classes, salles d'études, laboratoires (à l'exclusion de ceux à pollution spécifique), écoles maternelles, élémentaires et collèges	15	
autres établissements	18	25
ateliers	18	25
locaux d'hébergement: chambres collectives (au moins 3 personnes), dortoirs, cellules, salles de repos	18	25
bureaux et locaux assimilés: locaux d'accueil, bibliothèques, bureaux de poste, banques	18	25
locaux de réunions: salles de réunions, de spectacles, de culte, clubs, foyers	18	30
locaux de vente: boutiques, supermarchés	22	30
locaux de restauration: cafés, bars, restaurants, cantines, salles à manger	22	30
locaux à usage sportif:		
par sportif, dans une piscine	22	
par sportif, dans les autres locaux	25	30
par spectateur	18	30

TABLEAU 42 –RENOUVELLEMENT D’AIR MINIMAL DES ERP ET LOCAUX TERTIAIRES (REGLEMENT SANITAIRE DEPARTEMENTAL TYPE, 1978)

L'article R232-5-3 du décret n°84-1093 qui donne pour les bureaux ou locaux sans travail physique une aération de 25 m³/h/occupant (soit pour un espace de 25 m³ par travailleur, le taux de ventilation serait de 1 h⁻¹ ou encore 24 j⁻¹)

Les valeurs réglementaires ci-dessus présentées sont des valeurs minimales, cependant il est important de noter que ce minimum n'est pas toujours atteint (la campagne pilote de l'OQAI sur les écoles a montré des renouvellements d'air variant de 0 à 18 m³/h/occupant).

Ainsi, ces valeurs réglementaires pourront être retenues pour les modélisations prospectives des concentrations dans l'air intérieur, il sera néanmoins important de s'assurer de la pérennité de ces taux de renouvellement d'air.

Différence de pression entre l'air intérieur et l'air extérieur

Dans les modèles 2 et 5, la différence de pression est une donnée d'entrée permettant l'estimation du transfert des polluants du sol vers l'air intérieur. Plusieurs études ont établi l'importance de ce paramètre (Hers *et al.*, 2000 ; Folkes and Kurtz, 2002 ; McHugh *et al.*, 2006)⁵⁸

Pour le calage de la modélisation d'une situation existante, la différence de pression (dP) est généralement issue des mesures réalisées (voir § 3.3.4) tandis que pour la modélisation prospective (bâtiment existant et modélisation d'une longue période ou bâtiment futur), la différence de pression peut être issue d'une modélisation spécifique ou de données de la littérature.

Dans le compartiment air intérieur des modèles 3 et 4, la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur est générée par le tirage thermique, l'extraction d'air et l'effet du vent sur les parois, ce n'est donc pas un paramètre d'entrée mais un résultat (voir § 7.3.3).

En l'absence d'une telle modélisation, les données de la littérature peuvent être prises en compte. Celles-ci sont synthétisées ci-dessous.

⁵⁸ En rappel, les modèles prennent en compte la convection, due à la différence de pression entre l'intérieur du bâtiment et le sol sous-jacent, d'une manière particulière :

- le modèle de Johnson and Ettinger (1991) suppose que la dépression s'arrête à la base des fondations;
- les modèles de Waitz *et al.* 1996, Bakker *et al.*, (2008) supposent que la différence de pression s'étend jusqu'à la source de pollution considérée.

Table 5-28 Measured air pressure differences for different types of buildings

Housing type	Pressure difference			Reference
	Min	Max	Mean	
Crawlspace				
Indoor / crawl space	-	-	2.5	Put and Meijer (1989)
Outdoor / crawlspace	-0.54	1.92	0.33	Janssen et al. (1998)
	-	-	4	Put and Meijer (1989)
	0	1	0.5	Aldenkamp et al. (1994)
Slab-on-grade				
Indoor / sub slab	-3	5	-	Hintenlang et al. (1992)
Indoor/soil (at -1.7m below floor slab)	-1.5	2.5	-	Robinson and Sextro (1995b)
Across below grade building no chimney	1	3	-	Fugler et al (1997)
Across below grade building with chimney	3	5	-	Fugler et al (1997)
Across below grade building 1 or 2 storey no chimney	4	5	-	Fugler et al (1997)
Across below grade building 1 or 2 storey with chimney	8	9	-	Fugler et al (1997)
Basement				
Outdoor / indoor	0.6	4.3	2.3	Nazaroff et al. (1985) (3.3 winter, 1.3 spring)
	-	-	2-6	Garbesi et al. (1993), from Hers et al. (2001)

TABEAU 43 –DIFFERENCES DE PRESSION MESUREES ENTRE L’AIR DES BATIMENTS ET L’AIR DES SOLS (BAKKER ET AL., 2008)

A partir de ces observations, les valeurs recommandées pour les modèles intégrés (modèles 2) sont les suivants.

Bâtiment avec vide sanitaire

- Différence de pression entre l’air du vide sanitaire et l’air du sol de 1 à 2 Pa (valeurs par défaut du RIVM 2001 et de Waitz et al, 1996).
- Différence de pression entre l’air intérieur et l’air du vide sanitaire de 2 Pa (valeur par défaut du RIVM, 2001 et de Waitz et al, 1996).

Bâtiment de plain-pied

- Différence de pression entre l’air des bâtiments et l’air du sol de 4 Pa (valeur conservatoire définie par Johnson et Ettinger, 1991 et repris dans US-EPA, 2004).

Cette différence de pression varie dans la littérature de 0 à 20 Pa⁵⁹. L’effet du vent et de la température (chauffage) induit des variations de pression comprises typiquement entre 4 et 5 Pa (Loureiro et al. 1990).

Abattement entre étages

A l’heure actuelle, il n’existe que très peu d’information disponible sur la connaissance de l’atténuation des concentrations entre les étages d’un bâtiment pour de l’exposition aux polluants gazeux venant du sol [Hazebrouck 2005] ou entre les pièces d’un même bâtiment. Or, en fonction du cas étudié, cette information peut s’avérer nécessaire afin d’appréhender plus précisément l’exposition des occupants.

Le transfert entre étages est fonction de plusieurs paramètres favorisant ou non la dilution du polluant durant son transfert: typologie du bâtiment, échange d’air entre les volumes, perméabilité à l’air des différents niveaux, principe et système de ventilation des différents niveaux et pratiques des occupants (vis-à-vis des portes et fenêtres ouvertes ou fermées).

⁵⁹ (1 Pa = 10 g/cm-s²)



Les mesures et modélisations présentées au § 6.4.2 montrent une grande disparité des abattements entre pièces et étages, conduisant à :

- un abattement proche de 0 (*ou une contribution élevée proche de 1*) pour un bâtiment peu ventilé avec de nombreuses connexions entre étages (plancher intermédiaire perméable, points singuliers et portes ouvertes) ;
- un abattement élevé proche de 1 (*ou une contribution faible proche de 0*) pour un bâtiment ventilé efficacement, peu de connexions entre étages (plancher intermédiaire peu perméable, pas de traversée de dalle par des réseaux, portes fermées).

La connaissance du bâtiment, des principes et systèmes de ventilation dans les différentes pièces et enfin des pratiques des occupants vis-à-vis des ouvertures/portes entre niveaux est nécessaire pour pouvoir apprécier si la contribution entre étages est plutôt proche de 1 ou de 0.

Abattement entre un vide sanitaire et les pièces de vie

Les contributions du vide sanitaire vers l'habitat dans 77 maisons ont été évaluées par Fast et al. (1987) à 10,6% en moyenne (la valeur médiane est de 15,3% et le centile 95 de 39%). Dans 700 maisons neuves, les contributions du vide sanitaire vers l'habitat ont été mesurées en moyenne à 7% par Stoop and al. (1998).

Dans la base de données des mesures de facteurs d'atténuations entre la pollution du milieu souterrain et l'air intérieur, l'US-EPA a regroupé 45 couples de mesures mettant en évidence une contribution moyenne de 40% avec un percentile 95 à 90 % (EPA, 2012, Tableau 28).

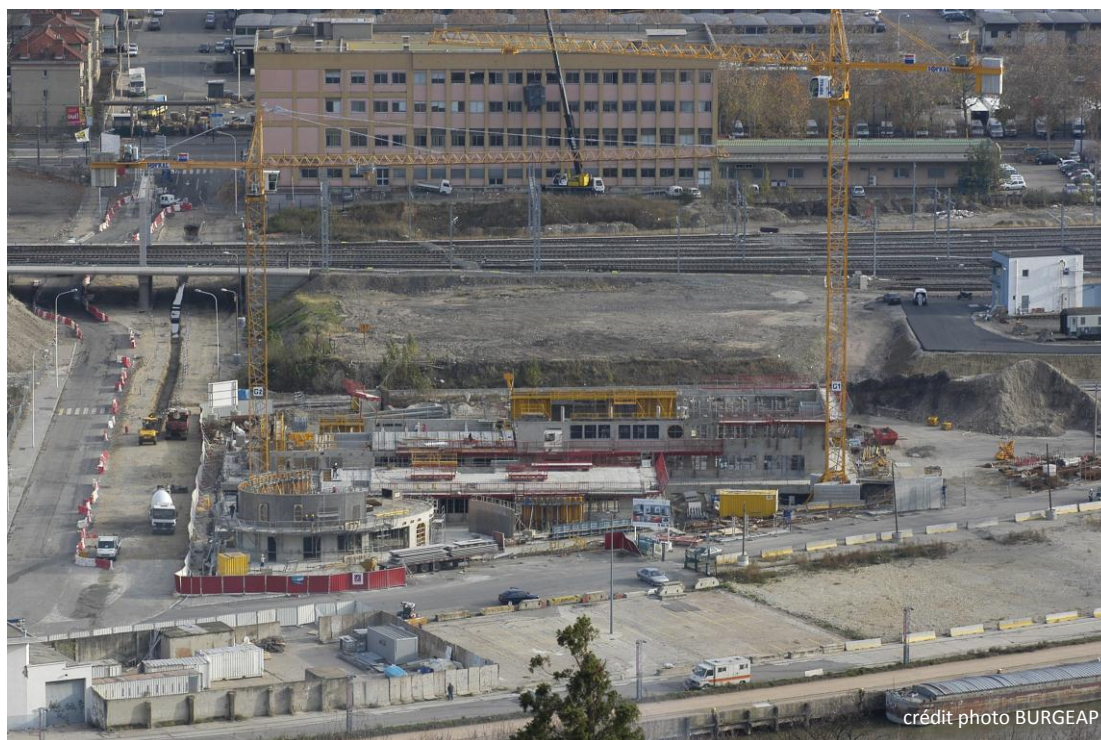
Au regard de la grande variabilité des mesures présentées ci-avant, c'est avant tout la connaissance du bâtiment et des éventuels passages (réseaux, trappes...) entre le vide sanitaire et l'air intérieur qui permettra de préciser le facteur d'atténuation à retenir. A cela peut s'ajouter des mesures de screening spécifiques telles que décrites dans le § 6.5 (en particulier § 6.5.1).

8.5. BIBLIOGRAPHIE

- Arrêté du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiment. JORF n°0250 du 27 octobre 2010
- Arrêté du 28 décembre 2012 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiments autres que ceux concernés par l'article 2 du décret du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et à la performance énergétique des constructions, JORF n°0001 du 1 janvier 2013
- ASTM (1985) D2487-83. Classification of soils for engineering purposes : Annual Book of ASTM standards. Vol 04.08 pp 395-408
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Cavaleri, N. (2005) Etude des transferts de vapeurs de trichloroéthylène à travers des bétons insaturés représentatifs de chape béton d'habitations ou d'ateliers industriels. *Rapport de DEA BURGEAP*, 76 p.
- Côme J.M., Burghoffer P., Danquigny C., Emonet-Gauthier A., Getto D., Haeseler F., Kaskassian S., Le Roux F., Quintard M., Razakarisoa O., Schaefer G. (2005). CIDISIR, Quantification des cinétiques de dissolution sur sites réels - hydrocarbures pétroliers et dérivés halogénés -, Guide méthodologique, Programme R&D RITEAU/Ministère de la Recherche, 72 p. <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsModelisation.asp#CIDISIR>
- Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F. (2006). Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 137 p
- Côme J.M., Ropars M., Kaskassian S., Quintard M., Vogel T., Razakarisoa O., Nex F., Schäfer G., Haeseler F. (2006). Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 214 p
- Côme J.M., Quintard M., Schäfer G., Mosé R., Delaplace P., Haeseler F. (2006). Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 182 p.
- Cotel, S. (2008). Etude des transferts sol/nappe/atmosphère/bâti ments; Application aux sols pollués par des composés organiques volatils. Ph.D.diss. Univ. of Joseph Fourier, Grenoble, France.
- CSTB (2008). Le radon dans les bâtiments. Guide pour la remediation dans les constructions existantes et la prévention dans les constructions neuves. Guide technique. Collignan B. Editions CSTB.
- Fast and al. (1987) De bijdrage van verontreiniging dan de lucht in woningen. Report n°6 in de publicatiereeks milieubeheer. VROM The Netherlands
- Ferguson C.C., Krylov V.V., McGrath P.T. (1995) Contamination of indoor air by toxic soil vapours : a screening risk assessment model. *Building and Environmental* 30, (3), 375-383.
- Haverkamp R., Zammit C., Bouraoui F., Rajkai K., Arrue J.L., Heckmann N. (1998). GRIZZLY, Grenoble Catalogue of Soils: Survey of soil field data and description of particle-size, soil water retention and hydraulic conductivity functions. Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), Grenoble, France.
- Hazebrouck B., Gay G., Hulot C. (2005) Vapor emissions from contaminated soils into buildings : Developments of the volasoil model for multilayer soil. CONSOIL 2005
- INERIS (2010) Caractérisation de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles, DRC-10-109454-02386B
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, *Environmental Science & Technology* 25:1445-1452



- Kaskassian S., Gaudet J.-P., Chastanet J., Decung F., Angulo-Jaramillo R., Szenknect S., Côme J.-M., Getto D., Barthes V., Krimissa M., (2009). Projet ANRPRECODD / TRANSAT 2005-2009, Evaluation des temps de **Transfert**, dans la zone **Non Saturée** des sols, de contaminants dissous ou particulaires, Guide technique, 106 pp
- Loureiro CO, Abriola LM, Martin JE, Sextro RG. (1990). Three-Dimensional Simulation of Radon Transport into House with Basements under Constant Negative Pressure. *Environmental Science and Technology* 24(9): 1338-1348
- Marzougui Jaafar S. (2013). Transfert de composés organo-chlorés depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air : expérimentations et modélisations associées. Mémoire de doctorat. Université de Strasbourg. Janvier 2013
- Millington R. J., Quirk J. .P. (1961). Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.*, 57, p. 1200–1207.
- Musielak M. (2012). Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Mémoire de doctorat de l'université de Toulouse. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). 19 novembre 2012
- RIVM (2001) Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Report n°711701021
- RIVM (2002). CLARINET. Variation in calculated human exposure. Comparaison of calculations with seven European human exposure models. Report 711701030/2002
- Roy DM, Brown PW, Ski D, Scheetz BE, May W. (1993). Concrete Microstructure Porosity and Permeability. Materials Research Laboratory, The Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania. Strategic Highway Research Program, National Research Council, Washington, DC 1993.
- Shirazi M.A., Boersma L., Johnson C. B., (2001). Particle-Size Distributions: Comparing Texture Systems, Adding Rock, and Predicting Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 300-310.
- Soil Survey Staff (1975) Soil taxonomy : a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA-SCS Agric. Handboob.436 US government. Office Washington DC.
- Stoop and al. (1998) Results of the second Dutch National survey on radon in dwellings. RIVM n°610058006
- US DoD (2009). Vapor Intrusion Handbook, Department of Defense. January 2009
- US EPA (2004) User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings. http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/airmodel/pdf/2004_0222_3phase_users_guide.pdf
- Waitz M.F.W., Freier J.I., Kreule P., Swartjes F.A. (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds (report n° 715810014) RIVM, Bilthoven, 1996.
- Wösten J.H.M., Lilly A., Nemes A., Le Bas C. (1998). Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning. *Final Report on the European Union Funded project, 1998*. (The Netherlands), DLO Winand Staring Centre. Report 156. 106pp.
- Yao Y., Shen R., Pennell K.G., Suuberg E.M. (2011) A comparison of the Johnson–Ettinger vapor intrusion screening model predictions with full three dimensional model results, *Environ. Sci. Technol.* 45 (2011) 2227–2235.



crédit photo BURGEAP

CHAPITRE 9

ETAPES DE LA MODELISATION



9. ETAPES DE LA MODELISATION

L'interprétation de données de diagnostic et les études préalables à l'aménagement d'un site (prestation de Plan de Gestion selon la norme NFX 31620), font largement appel à de la modélisation, soit par l'utilisation de codes numériques, soit par l'utilisation de modèles simplifiés conduisant à des formulations entièrement analytiques.

Un grand nombre d'outils de calcul ont été utilisés lors du projet FLUXOBAT, ce qui a permis de rassembler un certain nombre d'expériences sur les conditions de mise en œuvre et d'utilisation. Sans vouloir aller vers la mise en place d'un document normatif de pratique de la modélisation, il a semblé intéressant, dans un guide sur ce sujet, de donner quelques indications tirées de l'expérience acquise et des enseignements tirés du projet MACAOH. Il a été conservé, quand cela était possible et par soucis de cohérence, les étapes proposées dans le guide MACAOH modélisation (Côme et al., 2006).

L'objectif ultime de ce chapitre pourrait être de produire des recommandations typiques de ce qui serait une assurance qualité appliquée à la modélisation. Cependant, de nombreuses contraintes liées à la modélisation (différence et complexité des modèles, non-connaissance a priori des solutions, incertitudes, erreurs numériques, etc.), rendent cet objectif difficile à atteindre. Le présent chapitre se borne donc à donner quelques indications de « bonne pratique » qui constituent un premier pas vers cette *assurance qualité*.

La difficulté dans la démarche est liée aux incertitudes nombreuses qui interviennent dans la mise en œuvre de la modélisation. Ces incertitudes sont liées :

- à la qualité et l'exhaustivité des données (erreurs de mesure, nombre limité de points de mesure, représentativité temporelle mise en doute...),
- à l'absence de modèles descriptifs raisonnables sur le plan pratique pour une échelle de description donnée (les modèles mathématiques retenus pour modéliser le transport dans un système hétérogène aussi complexe qu'un milieu naturel ne sont que des approximations pouvant conduire à des représentations très grossières s'ils sont utilisés de manière inappropriée, c'est-à-dire hors de leur domaine de validité). De même, notamment dans le compartiment atmosphérique, la présence éventuelle d'instabilités hydrodynamiques peut remettre en cause le type de modélisation utilisé (turbulence, convection naturelle, ...),
- à la qualité des approximations numériques utilisées (choix des schémas numériques, choix du maillage, ...).

Dans ce chapitre, un certain nombre de recommandations sont proposées permettant d'assurer une « bonne pratique » de modélisation et tendant à offrir des garanties de qualité des résultats obtenus.

9.1. ETAPE PRELIMINAIRE

Même si, par exemple pour des raisons de coût, le choix de l'outil, numérique ou analytique, est parfois effectué au préalable, on adopte ici le point de vue qu'il est impératif d'acquérir un certain nombre de connaissances sur le site comme si le choix de la modélisation n'avait pas encore été effectué.

Cette démarche doit permettre de développer un modèle physique conceptuel du site étudié et, ainsi, d'avoir une idée des approximations plus ou moins drastiques qui seront faites en utilisant tel ou tel modèle mathématique. Cela ne permet pas, en général, d'évaluer quantitativement une marge d'erreur (les problèmes abordés sont trop complexes pour cela), mais donne une indication sur les risques de manipuler un modèle trop éloigné de la physique nécessaire pour décrire le site considéré.



Etape 1 : schématisation initiale

Cette étape de schématisation initiale est donc conçue comme non contrainte par le choix du modèle futur, elle permet l'établissement **du premier schéma conceptuel** du site. Les éléments indispensables à cette schématisation sont a minima :

- pour toutes les situations une esquisse géologique et hydrogéologique et des données sur la pollution en présence (historique, indices organoleptiques, concentrations en polluants dans les gaz du sol (voir § 4), les eaux souterraines et les sols et éventuelles mesures de flux (voir § 5)) ;
- pour une situation à venir (bâtiment futur) s'ajoute à cela le projet d'aménagement du site : le plan masse, les caractéristiques constructives des bâtiments et les usages (voir questionnaire proposé en annexe 3) ;
- pour une situation existante : une description détaillée du bâtiment et de son soubassement issue d'une visite et enquête auprès des populations (voir § 6.5.1, § 8.2 et questionnaire proposé en annexe 3) et des mesures de concentrations en polluants dans l'air intérieur (§ 6) et éventuellement des mesures de screening dans l'air intérieur (voir § 6.5.1).

A partir de ces données, on peut évaluer l'importance des divers processus physiques intervenant potentiellement dans les processus de transfert du polluant du sol vers le(s) bâtiment(s) et proposer une schématisation du problème : identification des divers compartiments et indications sur les mécanismes de transferts à l'œuvre (cf. § 7.4).

Parallèlement, la question du maître d'ouvrage (voir Tableau 1) définit les objectifs de la modélisation qui doit être mise en œuvre et ainsi le type de modèle pouvant y répondre. Sont présentés dans le Tableau 26 la typologie de modèle développée dans le guide, au § 7.2 ceux pouvant être mis en œuvre en fonction des objectifs et au § 7.3.6 leurs limites et intérêts.

En théorie, cette schématisation initiale est susceptible de donner des indications sur la définition des fonctionnalités de(s) l'outil(s) de calcul et un choix a priori de l'outil de calcul (ou des outils) qui sera(seront) mis en œuvre. De nombreuses raisons supplémentaires peuvent intervenir alors et conditionner le choix de(s) outil(s) retenu(s), par exemple des raisons économiques, ou l'absence de modèles ayant les fonctionnalités requises.

Une fois ce choix retenu, diverses étapes supplémentaires sont recommandées. Elles sont décrites ci-dessous en distinguant les spécificités de chaque type de modélisation quand cela est nécessaire.

9.2. ETAPES DE MODELISATION

Etape 2 : acquisition et interprétation des données, mise à jour de la schématisation et choix définitif de(s) l'outil(s) de calcul

La schématisation préliminaire, si elle est à même de donner une indication sur les fonctionnalités principales à retenir dans le modèle, doit être complétée pour permettre une finalisation du schéma conceptuel et du choix de modèle. Les données à acquérir se traduisent en un certain nombre de paramètres physiques à introduire dans le modèle ainsi qu'en un certain nombre de variables qui serviront au calage du modèle (cf. § 8).

Les paramètres nécessaires pour les différents modèles sont présentés dans les tableaux du § 8.3.



Leur acquisition repose sur quatre classes de méthodes:

- les mesures de terrain (incluant également l'analyse en laboratoire d'échantillons prélevés sur site),
- les mesures au laboratoire,
- l'estimation à partir de données disponibles dans la littérature, en l'absence de données ou méthodes adéquates disponibles,
- le calage par comparaison entre les résultats du modèle et des données de terrain.

Les tableaux présentés au § 8.4.1 donnent pour chaque paramètre ou variable les méthodes pouvant être mises en œuvre.

Parallèlement, reposant uniquement sur des mesures de terrain, la connaissance des concentrations dans les gaz du sol est nécessaire. Compte tenu du poids important de ces concentrations dans les résultats de la modélisation (voir §8.1), les recommandations formulées dans le § 4 devront être mises en œuvre.

Enfin, la schématisation du modèle devra prendre en compte les caractéristiques constructives du (ou des) bâtiment(s) existant(s) ou prévu(s) (voir § 8.2).

Une interprétation approfondie des données acquises est nécessaire avant le démarrage des travaux de modélisation, afin de « dégrossir » le problème et fournir des ordres de grandeur de flux, de cinétiques ou de bilans de masse. De ce point de vue, l'utilisation des modèles analytiques (modèle de type 2), dès cette étape de schématisation, peut fournir des indications utiles sur les flux attendus et l'importance relative des divers mécanismes de transport.

A partir de cette interprétation des données, la schématisation sera mise à jour ainsi que le choix des fonctionnalités requises pour la modélisation, du modèle et de(s) l'outil(s) de calcul.

Etape 3 : construction et mise en œuvre du modèle

A partir de la schématisation définitive, le modèle peut alors être mis en œuvre. Les travaux de modélisation comprennent généralement trois étapes principales :

1. construction du modèle,
2. calage et étude de sensibilité,
3. simulations.

Ces trois étapes peuvent nécessiter d'acquérir des données complémentaires, en fonction des indications des premières simulations.

Lorsque le bâtiment n'est pas existant sur site, la modélisation de l'air intérieur ne fera naturellement pas l'objet de calage. Notons cependant que l'étude de sensibilité du modèle permettra de quantifier les incertitudes du modèle.

Une fois le modèle calé, il est possible de réaliser des simulations prévisionnelles. Comme ces simulations constituent souvent la valeur ajoutée essentielle de la modélisation, il est important de suivre un certain nombre de recommandations visant à garantir la qualité de la prestation :

- compte tenu des inconnues nombreuses ou de la rareté des données, il peut subsister plusieurs scénarios plausibles à l'issue des étapes précédentes, alors les simulations doivent être effectuées sur l'ensemble de ces scénarios ;
- pour chaque scénario, plusieurs jeux de paramètres seront utilisés, en fonction des résultats de l'étude de sensibilité effectuée et des données mesurées ;
- l'exploitation des résultats des simulations prévisionnelles ne sera pas limitée aux valeurs de champs de vitesse, concentrations, etc. Une attention particulière sera portée aux flux et à leur importance relative.

Etape 4 : Rapport de modélisation

Le rapport de la modélisation est un élément essentiel afin de s'assurer de la qualité de la prestation de modélisation. Il doit comprendre une présentation détaillée des éléments suivants.

- les données de diagnostics acquises devront être présentées de manière séparée, en particulier la retranscription des informations obtenues lors de la visite du bâtiment dans la schématisation devra être clairement précisée (et a contrario les doutes subsistant) ;
- la schématisation retenue, i.e., le modèle mathématique complet, incluant la géométrie du domaine modélisé, le descriptif complet du (des) maillage(s) utilisé(s), les conditions aux limites, les simplifications (en particulier pour les modèles analytiques), etc. ;
- l'(les) outil(s) de calcul, incluant les fonctionnalités utilisées, la liste exhaustive des paramètres utilisés dans le modèle et les variables simulées ;
- les paramètres et concentrations retenues : les valeurs numériques, la justification de ces valeurs, la plage théorique de variation, les incertitudes associées (dont le pas de temps intégré ou le nombre de mesures dans l'espace) ;
- la procédure de calage : la procédure mise en œuvre et les critères retenus pour comparer les résultats du modèle aux données, l'estimation de l'incertitude associée au choix des paramètres « calés » ;
- la reproduction de la situation observée avec a minima pour la modélisation depuis le sol vers l'air intérieur : la répartition des concentrations dans les gaz de sol (plan et coupe pour les modèles numériques et coupe uniquement pour les modèles analytiques), les flux d'air et débits de pollution à travers l'ensemble des interfaces, les concentrations dans l'air de chaque zone homogène (elles peuvent être multiples pour les modèles nodaux ou numériques et est unique pour les modèles analytiques) et le bilan de masse global du modèle ;
- pour les modèles numériques, l'étude de sensibilité sur les paramètres numériques : influence du maillage et des paramètres d'intégration en temps (au minimum deux simulations), ainsi que les informations sur tous les paramètres numériques ;
- l'étude de sensibilité sur les paramètres non numériques : méthodologie d'exploration retenue (plan d'expérience, etc.) et résultats ;
- les simulations prévisionnelles, avec les informations suivantes
 - (i) pour la modélisation numérique : les champs de concentration, de vitesse et de pression, l'évaluation du pourcentage de chaque mécanisme, le bilan de masse.
 - (ii) pour la modélisation analytique 1D : le profil de concentration dans les gaz du sol, le flux d'air, le débit massique, l'évaluation du pourcentage de chaque mécanisme et le bilan de masse.

9.3. SPECIFICITES DES COUPLAGES FAIBLES

Parmi les types de modèles pouvant être employés et décrits au § 7.1 une grande partie (modèle 3 à 6) repose sur le couplage de modèles. Ce couplage consiste à réaliser deux modèles successivement, le premier pour les compartiments zone non saturée + dalle et le second pour le compartiment air. Le couplage des deux modèles se faisant via le flux à l'interface sol ou dalle – air qui constitue le résultat de l'une et la condition à la limite de l'autre.

Pour chacun des modèles, les étapes de modélisations sont celles décrites ci-dessus et même si les deux modélisations se font successivement, plusieurs étapes doivent être pensées simultanément :

- l'étape de schématisation doit intégrer la totalité des compartiments dans la mesure où les transferts dans chaque compartiment sont intimement liés aux transferts dans les compartiments voisins ;

- lors de la construction de chaque modèle, les notions de spatialité (maillage, hétérogénéités des paramètres,...) et de temporalité (durée de simulation et représentativité temporelle des flux comme variable ou condition d'entrée,...) doivent être compatibles entre chaque modèle ;
- le flux à l'interface sol ou dalle – air, élément essentiel du couplage, doit faire l'objet d'une attention particulière. L'étude de sensibilité du modèle ZNS+dalle devra permettre d'identifier les incertitudes sur le flux et, si besoin, plusieurs modélisations de l'air intérieur seront menées en concordance avec la gamme de variation de ce flux.

9.4. SYNTHÈSE DES ENSEIGNEMENTS DES TRAVAUX CONDUITS

Enfin, appuyant les recommandations formulées ci-avant concernant les différentes étapes de la modélisation des transferts de pollutions volatiles des sols vers l'air, les modélisations conduites dans le cadre du projet FLUXOBAT mettent en évidence les points suivants qu'il conviendra de garder en mémoire lors de la mise en œuvre de toute modélisation.

Il est à noter que des illustrations des travaux conduits sont présentées tout au long du guide, ceux-ci étant détaillés en annexe 7 et 9 ainsi que dans Marzougui (2013) et Musielak (2012).

Schématisation

- **Importance de la connaissance de la typologie constructive du bâtiment (qu'il soit existant ou futur) pour la schématisation du transfert.**

En effet, les modélisations conduites ont montré que des résultats parfois significativement différents sont obtenus avec une dalle indépendante (fissure périphérique) et une dalle dont l'état de dégradation conduit à la considérer comme un milieu équivalent.

- **La grande sensibilité des résultats des modèles aux paramètres de transfert convectifs et diffusifs dans les sols et la dalle poreuse.**

Les modélisations conduites dans le cadre du projet ont en effet montré des résultats significativement différents pour des gammes de perméabilité des sols et des dalles estimées à partir de la littérature ou mesurées sur site. Parallèlement, les incertitudes sur les paramètres de la diffusion (porosité, teneur en eau, tortuosité) pour des sols et/ou des dalles conduisent à des incertitudes importantes sur les concentrations induites dans l'air.

Si pour les sols, les mesures sur site ou en laboratoire peuvent permettre de mieux estimer les paramètres de transfert (voir § 3.1), pour les dalles, les hétérogénéités en présence ne peuvent pas toujours permettre une bonne estimation des paramètres par des mesures tant sur site qu'en laboratoire (voir § 3.2). Dans ce contexte, pour les bâtiments existants, la phase de calage associée aux mesures réalisées revêt toute son importance pour déterminer les paramètres moyens à l'échelle de la dalle qui ne peuvent être mesurés.

- **Importance du choix du terme source**

Parmi les conditions limites de la modélisation, le choix de la (ou des) concentration(s) et de la profondeur représentant le terme source sont majeurs. Les modélisations conduites dans le cadre du projet ont en effet montré que les choix réalisés peuvent conduire à une mésestimation significative des concentrations dans l'air intérieur, il est donc nécessaire comme présenté au § 4.5 d'interpréter les mesures réalisées afin de s'assurer que le choix du terme source sera représentatif de ce que l'on cherche à modéliser.

Calage

- **La nécessité du calage pour l'utilisation d'un modèle à des fins prospectives**

Pour un bâtiment futur, ce calage se limitera aux profils de concentrations dans le milieu souterrain (et donc aux mécanismes diffusifs de transfert dans les sols). Il sera beaucoup plus approfondi pour un bâtiment existant et devra intégrer le calage des transferts à travers les sols et la dalle. Compte tenu de la grande sensibilité des concentrations aux



paramètres de transfert, l'absence d'un tel calage entache les résultats des modélisations d'incertitudes significatives.

Ce processus de calage requiert des mesures de concentrations dans les gaz de sol à différentes profondeurs entre la surface et la source (voir § 4), des mesures de flux (voir § 5) et des mesures de concentrations dans l'air intérieur (voir § 6).

Les modèles disponibles

Les travaux réalisés sur le bassin expérimental SCERES ont montré que l'application d'un modèle analytique prenant en compte une dalle représentée comme un milieu poreux équivalent (Bakker et al. (2008) permettait de retranscrire les facteurs d'atténuation mesurés entre les concentrations sous dalle et la concentration dans l'air intérieur (voir annexe 7).

Cependant dans un grand nombre de cas, les modes constructifs intègrent une **dalle indépendante** nécessitant la prise en compte de la fissure périphérique. Il est important de mentionner que :

- pour la modélisation des transferts en présence de dalles indépendantes, l'utilisation d'une modélisation analytique 1D fait entre autres hypothèses que les sols entourant le bâtiment sont nus permettant l'entrée d'air directement au niveau du mur périphérique. Cela n'est pas le cas pour des bâtiments de grande taille (immeubles, ateliers, etc.) où ce sont les fissures de retrait des différentes dalles mises en place (surface de l'ordre de 100 m²) qui sont souvent considérées ou pour des bâtiments autour desquels les sols sont recouverts d'un revêtement peu perméable (dalle, enrobé, autre bâtiment, etc.). Ainsi, pour ces aménagements, la modélisation avec les outils disponibles (Johnson et Ettinger (1991), Yao et al. (2011)) conduira à une surestimation des flux d'air dont l'ordre de grandeur est dépendant de la perméabilité des sols, du recouvrement extérieur et de son extension.
- à l'heure actuelle, les modèles analytiques utilisés et décrits dans la littérature ne prennent pas en compte un transfert global à travers une dalle indépendante. En effet si une part du transfert est associé à la fissure périphérique, le transfert à travers la dalle qui présente une porosité (et donc une capacité au transfert diffusif) et des fissures réparties conduisant à un transfert convectif est également à prendre en compte. Aujourd'hui, les outils disponibles permettent la prise en compte soit du transfert périphérique (Johnson et Ettinger (1991), Yao et al. (2011)) soit du transfert à travers les dalles poreuses (Waitz et al. (1996), Bakker et al. (2008)). Le transfert couplé devra être développé afin de réduire les incertitudes associées à une mauvaise schématisation de la dalle.

Ces développements futurs pourraient permettre de disposer de modèles analytiques limitant les incertitudes des modélisations conduites.