



Impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments

Thierno Mamadou Oury Diallo

► To cite this version:

Thierno Mamadou Oury Diallo. Impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments. Génie civil. Université de La Rochelle, 2013. Français. NNT : 2013LAROS416 . tel-01140090

HAL Id: tel-01140090

<https://theses.hal.science/tel-01140090>

Submitted on 7 Apr 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



UNIVERSITE DE LA ROCHELLE

École doctorale Sciences pour l'Environnement Gay-Lussac
Laboratoire Sciences de l'ingénieur pour l'Environnement
(LaSIE)
Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB)

THÈSE

Présentée par

Thierno Mamadou Oury DIALLO

Soutenue le 10 Octobre 2013
pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de La Rochelle

Spécialité : GENIE CIVIL

IMPACT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL SUR LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR DES BÂTIMENTS

Directeur de thèse : Francis ALLARD

Co-encadrant : Bernard COLLIGNAN

JURY

G.	ACHARD	Professeur, Université de Savoie, France	Rapporteur
G.	SCHÄFER	Professeur, Université Strasbourg, France	Rapporteur
F.	ALLARD	Professeur, Université de La Rochelle, France	Examineur
B.	COLLIGNAN	Docteur, CSTB, France	Examineur
C.	HULOT	Docteur, INERIS, France	Examineur
Y.	DUCLOS	Docteur, Chef de Projets, ADEME, France	Examineur
M.	QUINTARD	Docteur, Directeur de recherche CNRS, Toulouse, France	Examineur
M.	ABADIE	Docteur, Maître de conférences, Université de La Rochelle	Examineur

A Elhadj Aliou Tely Diallo Laria (1931-2008)

Remerciements

Ce travail a été réalisé au département Santé-Confort du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) à Grenoble, en collaboration avec le Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE) de l'université de La Rochelle.

Je tiens tout d'abord à remercier Christian Cochet de m'avoir accueilli au sein de la division Santé du département Santé Confort du CSTB. Je tiens également à remercier François Maupetit qui m'a accueilli dans sa division Physico-chimie - Sources et Transferts de polluants.

Je remercie particulièrement Francis Allard, mon directeur de thèse, responsable de l'axe qualité des ambiances intérieures du LaSIE. Un grand merci encore à Francis d'avoir encadré cette Thèse. J'ai beaucoup appris avec lui, son expertise m'a aidé à mener à bien ce travail. Il a été très disponible pour répondre à tous mes questionnements, à analyser mon travail, à m'orienter pour aboutir à ce manuscrit.

Un grand merci aussi à Bernard Collignan pour avoir co-encadré cette thèse. Il m'a fait profiter de son expertise. Il a été aussi très disponible pour m'assister, m'orienter, et m'apporter sa réflexion sur ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à Gilbert Achard, professeur à l'Université de Savoie, Gerhard Schäfer, professeur à l'Université de Strasbourg, qui m'ont fait l'honneur de rapporter ce travail.

J'exprime ma reconnaissance à Francis Allard, Bernard Collignan, Corine Hulot, Yves Duclos, Marc Abadie, Michel Quaintard, d'accepter d'être membres du jury.

Je remercie Emilie Powaga, ingénieure dans la division santé au CSTB, pour son soutien et ses remarques sur ce travail. Je remercie également Juslin Koffi, pour son aide pour la prise en main de son code de ventilation. J'adresse mes remerciements à Laurent Marie de l'IRSN pour les mesures de perméabilité du sol autour du bâtiment MARIA du CSTB, à Olivier Razakarisoa et Salsabil Marzougui du LhyGes pour m'avoir fourni les données expérimentales pour la validation des modèles développés dans cette thèse. Je remercie aussi Pierre Pimienta et Hocin Boussa pour l'échange sur la perméabilité des bétons. J'exprime mes remerciements aussi à William Fisk du LBNL pour ses remarques sur l'exploitation des expérimentations effectuées au LBNL à Berkeley.

Mes remerciements vont très sincèrement à tout le personnel du CSTB Grenoble que j'ai côtoyé durant cette thèse : Patricia Planel, Monique Prat, Gaël Mendoza, Mélanie Nicolas, Stéphane Délaby, Romain Rollet, Gwendal Loisel, Priscilla Thiry, Yvon Chassagneux, Sebastien Lasveaux, Endrit Hoxa, Manuel Bazzana, Lucas Gounon, Coralie Mariani,... Je remercie également mes amis François Pitiot et Mohssin Tahir pour leurs encouragements et soutiens.

Je remercie finalement ma merveilleuse famille, ma maman, mon épouse, mes frères et sœurs, mes cousins et oncles qui m'ont fortement encouragé et soutenu durant ces trois ans de labeur.

Toutes ces personnes ont contribué à la réussite de cette thèse, durant laquelle j'ai beaucoup appris et je ressors avec une expérience inoubliable. Merci encore à tous.

RESUME EN FRANÇAIS

L'entrée des polluants gazeux du sol (Radon, COV,...) dans les environnements intérieurs peut occasionner des risques sanitaires significatifs, or les modèles d'évaluation de risques sanitaires liés à ces polluants gazeux du sol contiennent beaucoup d'incertitudes qui peuvent conduire à une mauvaise appréciation des risques.

Dans un premier temps, cette thèse contribue à l'amélioration des modèles d'évaluation des risques. Dans un second temps, elle propose le développement d'un modèle de dimensionnement des Systèmes de Dépressurisation du Sol (SDS) passifs utilisés pour protéger les bâtiments des pollutions gazeuses venant du sol.

L'amélioration des modèles a porté sur la prise en compte des principaux phénomènes de convection et diffusion à l'interface entre le sol et le bâtiment en tenant compte des différentes typologies de soubassement.

La première contribution porte sur 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. Les bâtiments avec des murs enterrés et les soubassements avec un lit de gravier sous le plancher bas sont également traités. Une méthodologie permettant la prise en compte de la fissuration et des points singuliers du plancher bas est aussi proposée.

La deuxième contribution porte sur la prise en compte du transfert couplé des polluants des sols par convection et diffusion auprès des fondations. Une étude numérique a permis une meilleure compréhension du comportement des polluants à l'interface sol/bâtiment. Sur la base de cette compréhension, des lois semi-empiriques d'estimation des flux d'entrée de polluants dans les bâtiments sont proposées.

Les différents modèles développés ont été validés numériquement avec un modèle CFD et expérimentalement avec des données issues de la littérature. La confrontation de ces modèles avec ceux existants a montré les améliorations apportées. L'impact de la typologie du soubassement sur le transfert de polluants gazeux des sols a été constaté.

Une première application des modèles est illustrée par leur intégration dans un code de simulation thermo-aéraulique multizone afin de pouvoir étudier l'impact de ces polluants sur la qualité de l'air intérieur.

Ce travail se termine par le développement d'un modèle de dimensionnement des Systèmes de Dépressurisation du Sol (SDS) passifs. Ce modèle aéraulique de dimensionnement des SDS a été validé par des mesures effectuées au CSTB dans une maison expérimentale. Les premières applications du modèle de dimensionnement portent notamment sur l'impact de la météorologie (vent et tirage thermique) sur le fonctionnement du SDS passif et sur l'impact des stratégies de ventilation du bâtiment sur le fonctionnement du SDS passif. On voit ainsi l'intérêt de l'utilisation d'un tel modèle pour tester l'aptitude de ce système de protection des bâtiments dans des situations environnementales données.

Mots clés : polluants gazeux du sol, Radon, COV, bâtiment, modélisation, modèles d'évaluation des expositions, qualité de l'air intérieur, système de dépressurisation du sol, dimensionnement.

RÉSUMÉ EN ANGLAIS

Transfer of soil gas pollutants (Radon, VOC) into buildings can cause significant health risks. However, analytical models used today to estimate health risks associated with these pollutants contain many uncertainties which can lead to poor risk assessment.

Initially, the main objective of this thesis is to contribute to the improvement of these models for risk assessment. Secondly, we propose the development of air flow model for passive Sub slab Depressurization Systems (SDS) design used to protect buildings.

The improvement of models focused on the inclusion of the main phenomena of convection and diffusion at building/soil interface, taking into account different types of building substructures.

The first improvement concerns the assessment of convection phenomenon through the development of analytical models to quantify air flow rates entering through many kinds of building substructures: floating slab, bearing slab, crawl space and basement. Buildings with buried walls and substructures with a sub slab gravel layer are also treated. A methodology taking into account the presence of cracks, holes and singular leakages of the slab is also proposed.

The second improvement of the models is the inclusion of coupled transfer of, convection and diffusion near foundations. A numerical study allowed a better understanding of the behavior of pollutants at soil / building interface. Based on this understanding, semi-empirical laws for estimating soil gas pollutants entry rate into buildings are proposed.

The various models developed have been validated numerically using a CFD model and experimentally with data from the literature when available. The impact of building substructure on pollutant transfer has been highlighted.

A first application of the model is illustrated by their integration into a multizone simulation code to study the impact of these transfers on indoor air quality.

Finally, the work ends with the development of a model for designing passive sub slab depressurization systems. The design model developed is validated with in situ experimental data. Preliminary applications using this model focused at first on the impact of meteorological conditions (stack effect, wind) on the sub slab system running. At second, the impact of ventilation strategies on sub slab depressurization performance is studied.

Thus, we see the potential interest of this model to test the effective running of passive sub slab depressurization systems in given configuration.

Key words : soil gas pollutants, Radon, COV, building, modeling, risk assessment model, indoor air quality, sub-slab depressurization, design.

REMERCIEMENTS	3
RESUME EN FRANÇAIS	3
RÉSUMÉ EN ANGLAIS	4
INTRODUCTION GENERALE	19
1 TRANSFERT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL ET LES MOYENS DE PROTECTION DANS LES BATIMENTS	21
1.1 LES POLLUANTS GAZEUX DU SOL.....	21
1.1.1 <i>Le Radon du sol</i>	21
1.1.2 <i>les polluants gazeux du sol d'origine anthropique : les composés organiques volatils (COV).....</i>	21
1.1.3 <i>Impact sanitaire des polluants gazeux sur la santé humaine.....</i>	22
1.1.4 <i>Entrée des polluants gazeux du sol dans les bâtiments</i>	23
1.2 PHYSIQUE DU TRANSPORT DES POLLUANTS VERS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS.....	23
1.2.1 <i>Concentration du polluant dans le sol.....</i>	23
1.2.2 <i>Transport diffusif dans la zone insaturée du sol.....</i>	25
1.2.3 <i>Transport diffusif à l'interface sol/bâtiment</i>	26
1.2.4 <i>Transport convectif dans la zone insaturée du sol</i>	27
1.2.5 <i>Transport convectif à l'interface sol/bâtiment.....</i>	29
1.2.6 <i>Influence relative des transferts convectif et diffusif dans les bâtiments</i>	32
1.3 PARAMETRES D'INFLUENCE DU TRANSFERT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES BATIMENTS	33
1.3.1 <i>Influence des forces naturelles</i>	33
1.3.2 <i>Influence de la perméabilité à l'air du sol.....</i>	35
1.3.3 <i>Influence de la perméabilité du lit de gravier sous le plancher des fondations.....</i>	36
1.3.4 <i>Influence de l'humidité du sol.....</i>	36
1.3.5 <i>Influence des systèmes de ventilation</i>	36
1.3.6 <i>Influence des variations transitoires</i>	38
1.3.7 <i>Influence des caractéristiques physiques du soubassement</i>	38
1.3.8 <i>Influence de la profondeur du mur de fondation</i>	39
1.3.9 <i>Influence des murs enterrés</i>	40
1.4 MODELISATION DU TRANSPORT DES POLLUANTS GAZEUX DANS LE BATIMENT	40
1.4.1 <i>Modèles d'entrée du radon dans les bâtiments</i>	40
1.4.2 <i>Modèles d'entrée des substances volatiles dans les bâtiments</i>	41
1.5 MODELES ANALYTIQUES DE GESTION DES SOLS POLLUES LIES AUX POLLUTIONS PAR LE RADON ET LES SUBSTANCES VOLATILES LES PLUS UTILISES	43
1.5.1 <i>Modèles analytiques d'entrée du radon dans le bâtiment.....</i>	43
1.5.2 <i>Modèles analytiques de gestion des sols pollués liés aux substances volatiles.....</i>	45
1.6 ANALYSE CRITIQUE DES MODELES DE TRANSFERT DES POLLUANTS DU SOL DANS LES BATIMENTS	51
1.6.1 <i>Analyse du modèle de Mowris-Fisk (1988) et Nazaroff (1988)</i>	52
1.6.2 <i>Analyse du Modèle de Johnson et Ettinger (1998)</i>	52
1.6.3 <i>Analyse du Modèle Volasoil amélioré (2008)</i>	53
1.7 BESOIN D'AMELIORATION DES MODELES.....	53
1.8 PROTECTION DES BATIMENTS CONTRE LES POLLUTIONS GAZEUSES VENANT DU SOL : LES SYSTEMES DE DEPRESSURISATION DU SOL (SDS)	54
1.8.1 <i>Les systèmes de dépressurisation du sol (SDS) et leurs fonctionnements</i>	54
1.8.2 <i>Les composants d'un système de dépressurisation du sol (SDS)</i>	55
1.8.3 <i>La performance d'un SDS</i>	56
1.8.4 <i>Influence du type d'extracteur</i>	58
1.8.5 <i>Modélisation d'un système de dépressurisations du sol (SDS)</i>	59
1.9 BESOIN D'UN MODELE DE DIMENSIONNEMENT DES SDS.....	61

1.10	CONCLUSION.....	62
2	DEVELOPPEMENT DES MODELES ANALYTIQUES DE QUANTIFICATION DU DEBIT D'AIR ENTRE LE SOL ET LE BATIMENT.....	64
2.1	METHODOLOGIE DU DEVELOPPEMENT DES MODELES ANALYTIQUES	65
2.1.1	<i>Modélisation numérique</i>	65
2.1.2	<i>Influence de la taille du domaine d'étude sur les débits d'air</i>	67
2.2	DEVELOPPEMENT DU MODELE ANALYTIQUE.....	67
2.2.1	<i>Analogie entre transfert de chaleur et écoulement de l'air dans un milieu poreux</i>	68
2.2.2	<i>Résistances à l'écoulement de l'air : les configurations typiques.....</i>	69
2.2.3	<i>Bâtiment avec mur enterré et sol nu/vidé sanitaire</i>	71
2.2.4	<i>Bâtiment avec un mur enterré et une dalle portée</i>	72
2.2.5	<i>Bâtiment avec un mur enterré et un dallage indépendant</i>	72
2.2.6	<i>Mur enterré avec un dallage indépendant sans mur de fondation</i>	75
2.2.7	<i>Typologies sans murs enterrés</i>	76
2.2.8	<i>Prise en compte de la présence d'un lit de gravier sous le plancher bas.....</i>	77
2.2.9	<i>Prise en compte de la perméabilité des murs enterrés</i>	79
2.2.10	<i>Prise en compte de l'hétérogénéité par couches de sol.....</i>	80
2.3	TRANSITION DES MODELES ANALYTIQUE 2 D EN 3D	83
2.4	VALIDATION EXPERIMENTALE DES MODELES	83
2.4.1	<i>Expérience 1 (Marzougui, 2013).....</i>	83
2.4.2	<i>Expérience 2 (Robinson et Sextro, 1997)</i>	86
2.4.3	<i>Expérience 3 (Robinson et Sextro, 1997)</i>	89
2.5	ÉTUDE DE SENSIBILITES SUR LES DEBITS D'AIR ANALYTIQUES DEVELOPPES.....	92
2.5.1	<i>Évolution des débits d'air</i>	92
2.5.2	<i>Comparaison des débits d'air issus des modèles analytiques avec les modèles existants</i>	95
2.5.3	<i>Comparaison avec l'ordre de grandeur des débits d'air expérimentaux de la littérature.....</i>	95
2.5.4	<i>Impact sur les débits d'air de la présence d'un lit de gravier sous le plancher bas</i>	96
2.5.5	<i>Débits d'air passant par les murs enterrés perméables</i>	99
2.6	PRISE EN COMPTE DE LA FISSURATION ET DES POINTS SINGULIERS DU PLANCHER BAS	100
2.6.1	<i>Méthodologie de prise en compte de la fissuration et des points singuliers.....</i>	101
2.6.2	<i>Proposition d'une méthode d'estimation de la perméabilité équivalente aux macro-fissures d'une dalle</i>	104
2.6.3	<i>Exemple d'application</i>	105
2.7	PREMIERE APPLICATION : INTEGRATION DES DEBITS D'AIR ANALYTIQUES DANS UN CODE DE VENTILATION	105
2.7.1	<i>Méthode d'intégration : description du modèle thermo-aéraulique.....</i>	105
2.7.2	<i>Étude de sensibilités sur l'évolution des débits d'air et des concentrations intérieures</i>	109
2.8	CONCLUSION	112
3	DEVELOPPEMENT D'UN MODELE CONVECTION/DIFFUSION COUPLE DU TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS.....	114
3.1	ÉTUDE NUMERIQUE DU TRANSPORT PAR CONVECTION ET DIFFUSION COUPLEES AUPRES DES FONDATIONS	114
3.1.1	<i>Domaines d'études et conditions aux limites</i>	115
3.1.2	<i>Évolution des profils de concentration</i>	118
3.1.3	<i>Flux convectif et diffusif de polluant entrant dans un vide sanitaire.....</i>	122
3.1.4	<i>évolution de la concentration intérieure en fonction de la perméabilité du sol</i>	124
3.2	DEVELOPPEMENT DES MODELES SEMI-EMPIRIQUES CONVECTIF-DIFFUSIF.....	127
3.2.1	<i>Méthode du développement de la loi semi-empirique</i>	127
3.2.2	<i>flux de polluant entrant dans un bâtiment avec un vide sanitaire</i>	129
3.2.3	<i>transfert du polluant du vide sanitaire jusqu'à l'intérieur du bâtiment</i>	133

3.2.4	<i>flux de polluant entrant dans un bâtiment avec une dalle portée</i>	134
3.2.5	<i>flux de polluant entrant dans un bâtiment avec un dallage indépendant</i>	139
3.2.6	<i>typologies particulières : murs enterrés et présence d'un lit de gravier sous le plancher bas</i>	144
3.2.7	<i>prise en compte de l'hétérogénéité par couches du sol</i>	144
3.3	VALIDATION EXPERIMENTALE DES MODELES SEMI-EMPIRIQUES DEVELOPPES	145
3.3.1	<i>Expérience de Hulot et al. (2003)</i>	145
3.3.2	<i>Expérience de Marzougui (2013)</i>	147
3.4	COMPARAISON DES MODELES DEVELOPPES AVEC LES MODELES DE JOHNSON ET ETTINGER ET LE MODELE VOLASOIL	150
3.4.1	<i>Vide sanitaire : comparaison avec le modèle Volasoil amélioré (1998)</i>	150
3.4.2	<i>Dalle portée : comparaison avec le modèle Johnson et Ettinger (1991)</i>	150
3.4.3	<i>Dallage indépendant : comparaison avec le modèle Johnson et Ettinger (1991)</i>	151
3.4.4	<i>Analyse des lois semi-empiriques développées</i>	151
3.5	APPLICATION DES MODELES : INTEGRATION DANS LE CODE DE VENTILATION	152
3.5.1	<i>Méthode d'intégration</i>	152
3.5.2	<i>Évolution de la concentration intérieure</i>	153
3.6	CONCLUSION	153
4	DEVELOPPEMENT D'UN MODELE DE DIMENSIONNEMENT D'UN SDS NATUREL	155
4.1	PRESENTATION DES EXPERIENCES EFFECTUEES DANS LA MAISON EXPERIMENTALE MARIA	155
4.1.1	<i>Mesures expérimentales effectuées dans MARIA</i>	155
4.1.2	<i>Principaux résultats expérimentaux</i>	155
4.1.3	<i>Caractérisation de la perméabilité du plancher bas de la Maison MARIA</i>	156
4.1.4	<i>Caractérisation de la perméabilité du sol avoisinant MARIA</i>	156
4.2	MODELISATION DES COMPOSANTS D'UN SDS	159
4.2.1	<i>Dalle portée : Débit d'air entrant dans le SDS</i>	159
4.2.2	<i>Dallage indépendant : Débit d'air entrant dans le SDS</i>	162
4.3	MODELISATION DU CONDUIT	163
4.3.1	<i>pertes de charges régulières</i>	163
4.3.2	<i>Pertes de charges singulières</i>	164
4.4	MODELISATION DE L'EXTRACTEUR	164
4.4.1	<i>Modélisation de l'extracteur passif</i>	164
4.4.2	<i>Modélisation de l'extracteur actif</i>	165
4.5	MODELISATION DU TIRAGE THERMIQUE DANS LE CONDUIT	165
4.6	SYSTEME AERAILIQUE DU SDS	167
4.7	TRANSPORT CONVECTIF ET DIFFUSIF DU POLLUANT DANS LE BATIMENT	168
4.7.1	<i>Transport convectif</i>	168
4.7.2	<i>Transport convectif/ diffusif</i>	168
4.8	EFFICACITE DU SDS	170
4.9	VALIDATION EXPERIMENTALE DU MODELE AERAILIQUE	170
4.9.1	<i>Modélisation aéralique du bâtiment MARIA</i>	170
4.9.2	<i>Modélisation des composants aéraliques de Maria</i>	171
4.10	CONFRONTATION DES DEBITS EXPERIMENTAUX ET NUMERIQUES	173
4.10.1	<i>Validation du modèle SDS pour l'extracteur à la cape à l'italienne</i>	174
4.10.2	<i>Étude de sensibilité sur les paramètres d'influence du débit extrait par le sds avec l'extracteur à la cape à l'italienne</i>	175
4.10.3	<i>validation du modèle avec l'extracteur stato-mécanique à fonctionnement statique</i>	177
4.10.4	<i>Fonctionnement annuel du sds</i>	178
4.11	IMPACT DE LA METEOROLOGIE SUR LA PERFORMANCE DU SDS	179
4.12	IMPACT DU FLUX DIFFUSIF ENTRANT DANS LE BATIMENT SUR LA PERFORMANCE DU SDS	182
4.12.1	<i>Scenarii de Simulation</i>	182

4.12.2	<i>Transport convectif : Concentration du polluant dans le bâtiment</i>	182
4.12.3	<i>transport convectif et diffusif : concentration du polluant dans le bâtiment</i>	183
4.13	IMPACT DES SYSTEMES DE VENTILATION SUR LA PERFORMANCE DU SDS.....	184
4.13.1	<i>Description des systèmes de ventilation installés dans MARIA</i>	184
4.13.2	<i>Évolution de la concentration intérieure</i>	185
4.14	CONCLUSION.....	190
CONCLUSION GENERALE		191
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		194
ANNEXE A : CHUTE DE PRESSION DANS UN LIT DE GRAVIER		205
ANNEXE B : MODELE COMSOL MULTIPHYSICS 2 D		208
ANNEXE D : ETAPES POUR L'OBTENTION DES CORRELATIONS AVEC LE LOGICIEL TABLECURVE2D		210
ANNEXE E: PRESENTATION DE LA MAISON EXPERIMENTALE MARIA		212

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1.1 : L'EXPOSITION AU RADON (GUIDE RADON IRSN, 2006)	22
FIGURE 1.2 : MECANISMES DE TRANSFERT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES BATIMENTS (ECY.WA.GOV)	23
FIGURE 1.3 : INFLUENCE DE LA VARIATION DE LA PERMEABILITE DU SOL (DROITE) ET DU COEFFICIENT DE DIFFUSION EFFECTIF (GAUCHE)	26
FIGURE 1.4 : ÉVOLUTION LINEAIRE DU COEFFICIENT DE DIFFUSION EN FONCTION DE LA PERMEABILITE (GRÄF ET AL., 1993; HERMANN, 2000).....	27
FIGURE 1.5 : ÉVOLUTION DU DEBIT (PAR METRE LINEAIRE) EN FONCTION DE L'OUVERTURE DE FISSURE (BOUSSA, 2000)	31
FIGURE 1.6 : CONCENTRATION DU RADON DANS LE SOL POUR UNE PERMEABILITE DE 10^{-10} M ² A) SANS VENT, B) AVEC VENT=8.3 M/S (RILEY, 1996)	33
FIGURE 1.7 : PERMEABILITES DES SOLS EN M ² (NAZAROFF, 1992 ; ABDELOUHAB, 2011)	35
FIGURE 1.8 : INFLUENCE DE L'HUMIDITE DU SOL SELON LE TYPE DE SOL (BOZKURT, 2009)	36
FIGURE 1.9 : IMPACT DE L'AUGMENTATION DU RENOUVELLEMENT D'AIR DU BATIMENT PAR EXTRACTION MECANIQUE SUR LA CONCENTRATION EN RADON ET LE NIVEAU DE DEPRESSION DANS LE BATIMENT.....	37
FIGURE 1.10 : ÉVOLUTION DU DEBIT D'AIR EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL ET DE LA TAILLE DE LA FISSURE PERIPHERIQUE POUR UN DALLAGE INDEPENDANT (BOZKURT, 2009).....	39
FIGURE 1.11 : A) CARTE DE FRANCE DES ZONES DE GEL B) PROFONDEUR DE FONDATION RECOMMANDEE EN FRANCE (RENAUD, 2010)	39
FIGURE 1.12 : PROFILS DE CONCENTRATION SIMULATION 3-D AVEC LE MODELE D'ABREU ET JOHNSON, (Q: DEBIT, α : COEFFICIENT D'ATTENUATION).....	42
FIGURE 1.13 : ENTREE D'AIR DU SOL VERS LE SOUBASSEMENT A) JOINT PLANCHER-MUR ; B) CYLINDRE ENTERRE AVEC UN AXE HORIZONTAL (NAZAROFF, 1988 ; ABDELOUHAB, 2011).....	44
FIGURE 1.14 : A) LIGNES DE FLUX ALLANT DANS LA FISSURE ENTRE LE MUR ENTERRE ET LA DALLE B) ANALOGIE THERMIQUE D'UN FLUX ALLANT D'UNE SURFACE INFINIE ET ENTRANT DANS UN CYLINDRE ENTERRE (MOWRIS ET FISK, 1988)	44
FIGURE 1.15 : SCHEMA CONCEPTUEL DU MODELE JOHNSON ET ETTINGER (ETTINGER, 2006).....	46
FIGURE 1.16 : MODELES CONCEPTUELS POUR DIFFERENTES TYPOLOGIES A) VIDE SANITAIRE, B) DALLAGE SUR TERRE-PLEIN C) CAVE (BAKKER ET AL., 2008).	50
FIGURE 1.17 : COMPARAISON DE 7 MODELES D'ÉVALUATION DE RISQUES SANITAIRES	53
FIGURE 1.18 : SCHEMA DU FONCTIONNEMENT THEORIQUE D'UN SDS (COLLIGNAN, 2008)	54
FIGURE 1.19 : SCHEMA DE PRINCIPE DU FONCTIONNEMENT D'UN SDS (BONNEFOUS, 1992)	55
FIGURE 1.20 : COMPOSANTS D'UN SDS A L'INTERFACE SOL/BATIMENT (CSTB).....	55
FIGURE 1.21 : IMPACT DU TIRAGE THERMIQUE : A) DIFFERENCE DE PRESSION ENTRE LE LIT DE GRAVIER ET L'INTERIEUR DE LA CAVE DURANT L'HIVER ET LE PRINTEMPS B) DIFFERENCE DE PRESSION ENTRE LE LIT DE GRAVIER ET L'INTERIEUR DE LA CAVE DURANT L'ETE.....	57
FIGURE 1.22 : DEBITS D'AIR EXTRAITS DU SDS NATUREL EN FONCTION DU TIRAGE THERMIQUE POUR DES VENTS FAIBLES < 2 M/S (A GAUCHE) ET DEBITS D'AIR EXTRAITS EN FONCTION DU VENT POUR UN ECART FAIBLE DE TEMPERATURE (ABDELOUHAB, 2011).57	57
FIGURE 1.23 : ÉVOLUTION ANNUELLE DU POURCENTAGE DE FONCTIONNEMENT DU SDS (ABDELOUHAB ET AL., 2010).	58
FIGURE 1.24 : TYPE D'EXTRACTEURS.....	58
FIGURE 1.25 : DEBIT EXTRAIT PAR SDS NATUREL EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT ET DU TYPE D'EXTRACTEUR (ABDELOUHAB, 2011).....	59
FIGURE 1.26 : MODELE CONCEPTUEL DE REDDY ET AL. (1991)	59
FIGURE 1.27 : MODELE CONCEPTUEL DE CRIPPS (1998)	61
FIGURE 2.1 : A) REPARTITION DU TYPE D'INTERFACE SUR 493 MAISONS INDIVIDUELLES CONSTRUITES ENTRE 1995 ET 1996 (AGENCE QUALITE CONSTRUCTION). B) TYPOLOGIES TRAITEES DANS CETTE ETUDE	64
FIGURE 2.2 : A) DOMAINE D'ETUDES ET CONDITIONS AUX LIMITES B) DOMAINE D'ETUDES, CHAMP DE PRESSION (VERT) ET LIGNES DE COURANT (ROUGE)	66
FIGURE 2.3 : DOMAINE D'ETUDE ET CONDITIONS AUX LIMITES : A) TYPOLOGIE SANS LIT DE GRAVIER LAYER B) TYPOLOGIE AVEC LIT DE GRAVIER	66

FIGURE 2.4 : INFLUENCE DE LA TAILLE DU DOMAINE A) INFLUENCE DE LA LONGUEUR EXTERIEURE DU DOMAINE B) INFLUENCE DE LA LARGEUR.....	67
FIGURE 2.5 : CONFIGURATIONS TYPQUES : CAS 1) : LIGNES DE COURANT VERTICALES, B) CAS 2 : CIRCULAIRES C) CAS 3 : LIGNES ENTRANT DANS UN QUART DE CYLINDRE (LIGNES BLEUES) D) CAS 4 : LIGNES DE COURANT ENTRANT DANS UN DEMI-CYLINDRE (LIGNES BLEUES).....	69
FIGURE 2.6 : A) TYPOLOGIE VIDE SANITAIRE B) RESEAU DE RESISTANCES EQUIVALENT.....	71
FIGURE 2.7 : A) TYPOLOGIE DALLE PORTEE B) RESEAU DE RESISTANCES EQUIVALENT	72
FIGURE 2.8 : A) MUR ENTERRE AVEC DALLAGE INDEPENDANT B) ENTREE DE LA FISSURE C) RESEAU EQUIVALENT DE RESISTANCE A L'AIR	73
FIGURE 2.9 : TYPOLOGIE DALLAGE INDEPENDANT SANS MUR DE FONDATION	75
FIGURE 2.10 : TYPOLOGIES SANS MURS ENTERRES, A) SOL NU/VIDE SANITAIRE, B) DALLE PORTEE, C) DALLAGE INDEPENDANT D) DALLAGE INDEPENDANT SANS MUR DE FONDATION.....	77
FIGURE 2.11 : TYPOLOGIE AVEC LIT DE GRAVIER.....	78
FIGURE 2.12 : DEBIT D'AIR PASSANT PAR UN MUR ENTERRE	80
FIGURE 2.13 : HETEROGENEITE DU SOL AVOISINANT UN BATIMENT AVEC UN MUR ENTERRE.....	81
FIGURE 2.14 : HETEROGENEITE DU SOL POUR UN BATIMENT AVEC UN MUR ENTERRE	82
FIGURE 2.15 : HETEROGENEITE DU SOL AVOISINANT UN BATIMENT AVEC UN MUR ENTERRE PERMEABLE ET UN DALLAGE INDEPENDANT	83
FIGURE 2.16 : A) DISPOSITIF EXPERIMENTAL, B) MISE EN DEPRESSION DU DISPOSITIF (MARZOUGUI, 2013)	84
FIGURE 2.17 : HYPOTHESES SUR LES LIGNES DE COURANT	85
FIGURE 2.18 : A) EVOLUTION DU DEBIT EN FONCTION DE LA DEPRESSION B) EVOLUTION DE L'ECART RELATIF.....	86
FIGURE 2.19 : DISPOSITIF EXPERIMENTAL ET MESURES EFFECTUEES	87
FIGURE 2.20 : HYPOTHESES SUR LES LIGNES DE COURANT	88
FIGURE 2.21 : COMPARAISON DES DEBITS D'AIR EXPERIMENTAUX ET ANALYTIQUES	89
FIGURE 2.22 : DISPOSITIF EXPERIMENTAL	90
FIGURE 2.23 : ÉVOLUTION DU DEBIT D'AIR EN FONCTION DE LA DEPRESSION DE LA CHAMBRE POUR LES DEUX STRUCTURES, AVEC ET SANS LIT DE GRAVIER SOUS LE PLANCHER BAS (ROBINSON ET SEXTRO, 1997)	90
FIGURE 2.24 : HYPOTHESES SUR LES LIGNES DE COURANT	91
FIGURE 2.25 : COMPARAISON ENTRE LES DEBITS D'AIR EXPERIMENTAUX ET ANALYTIQUES.....	92
FIGURE 2.26 : ÉVOLUTION DES DEBITS D'AIR POUR UN VIDE SANITAIRE.....	93
FIGURE 2.27 : ÉVOLUTION DES DEBITS D'AIR POUR UNE DALLE PORTEE.....	94
FIGURE 2.28 : ÉVOLUTION DES DEBITS D'AIR POUR UN DALLAGE INDEPENDANT.....	94
FIGURE 2.29 : COMPARAISON AVEC LES MODELES EXISTANTS POUR LE DALLAGE INDEPENDANT (SANS MUR DE FONDATION).	95
FIGURE 2.30 : RAPPORT DES DEBITS D'AIR AVEC ET SANS LIT DE GRAVIER EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL ET DE LA DALLE .	96
FIGURE 2.31 : ÉVOLUTION DE LA PRESSION AUX DIFFERENTES INTERFACES	97
FIGURE 2.32 : COMPARAISON DE DEBITS ANALYTIQUES ET NUMERIQUES.....	99
FIGURE 2.33 : VALIDATION NUMERIQUE DES DEBITS D'AIR PASSANT PAR LE MUR ENTERRE	100
FIGURE 2.34 : MACROFISSURES D'UNE DALLE	101
FIGURE 2.35 : ECOULEMENT ENTRE DEUX CYLINDRES COAXIAUX.....	102
FIGURE 2.36 : QUELQUES TYPES DE FISSUROMETRES (GINGER-CEBTP.COM).....	104
FIGURE 2.37 : A) PLAN DU BATIMENT ; B) DIMENSION DU BATIMENT ET DEBITS EXTRAITS	109
FIGURE 2.38 : SCHEMA AERAIQUE (DIALLO ET AL., 2012)	109
FIGURE 2.39 : A) CONCENTRATIONS MOYENNES OBTENUES DANS LE BATIMENT (ZONE 2), B) DEBIT MOYEN ENTRANT DANS LE BATIMENT (ZONE 2).....	110
FIGURE 2.40 : A) CONCENTRATIONS MOYENNES OBTENUES DANS LE BATIMENT (ZONE 2), B) DEBIT MOYEN ENTRANT DANS LE BATIMENT (ZONE 2).....	110
FIGURE 2.41 : A) CONCENTRATION MOYENNE DANS LE VIDE SANITAIRE (ZONE 4), B) DEBIT MOYEN ENTRANT DANS LE VIDE SANITAIRE	111
FIGURE 2.42 : EVOLUTION TEMPORELLE DE LA CONCENTRATION DANS LE BATIMENT : DALLAGE INDEPENDANT, DALLE PORTEE ET VIDE SANITAIRE (ZONE 2)	112

FIGURE 3.1 : CONDITIONS AUX LIMITES POUR UN VIDE SANITAIRE	115
FIGURE 3.2 : CONDITIONS AUX LIMITES POUR UNE DALLE PORTEE	116
FIGURE 3.3 : CONDITIONS AUX LIMITES POUR UN DALLAGE INDEPENDANT	117
FIGURE 3.4 : A) LES FLUX CONVECTIF, DIFFUSIF ET TOTAL EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL B) LE FLUX DIFFUSIF EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL.....	123
FIGURE 3.5 : A) LES FLUX CONVECTIF, DIFFUSIF ET TOTAL EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL B) LE FLUX DIFFUSIF SEUL	123
FIGURE 3.6 : COURBES DONNANT LES FLUX, CONVECTIF, DIFFUSIF ET TOTAL	124
FIGURE 3.7 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL ET DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE POUR UN VIDE SANITAIRE	125
FIGURE 3.8 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL ET EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE POUR UNE DALLE PORTEE.	126
FIGURE 3.9 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DE LA PERMEABILITE SOL ET DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE DE POLLUANT POUR UN DALLAGE INDEPENDANT	127
FIGURE 3.10 : SCHEMA CONCEPTUEL D'UN VIDE SANITAIRE.....	129
FIGURE 3.11 : COMPARAISON ENTRE LE FLUX ANALYTIQUE 1 D ET LE FLUX NUMERIQUE 2 D	130
FIGURE 3.12 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION DANS LE VIDE SANITAIRE EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET	131
FIGURE 3.13 : VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION POUR H=4 M EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET	132
FIGURE 3.14 : COMPARAISON ENTRE LE FLUX ANALYTIQUE 1 D ET LE FLUX NUMERIQUE	135
FIGURE 3.15 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EXPERIMENTALE EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET ET DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE	136
FIGURE 3.16 : VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DU SOL POUR H=4 M	137
FIGURE 3.17 : VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DE LA DALLE.....	138
FIGURE 3.18 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET ET EN FONCTION DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE	140
FIGURE 3.19 : VARIATION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DU SOL POUR H=4 M.	142
FIGURE 3.20 : VARIATION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DE LA DALLE POUR H=4 M	143
FIGURE 3.21 : RAPPORT ENTRE LA CONCENTRATION MESUREE ET LA CONCENTRATION MODELISEE POUR DIFFERENTS MODELES	146
FIGURE 3.22 : A) DISPOSITIF EXPERIMENTAL, B) MISE EN DEPRESSION DE LA DALLE (MARZOUGUI, 2013)	147
FIGURE 3.23 : A) POINTS DE MESURES, B) COUPE LONGITUDINALE LE LONG DE LA DALLE (MARZOUGUI, 2013)	147
FIGURE 3.24 : DOMAINE D'ETUDES ET CONDITIONS AUX LIMITES	148
FIGURE 3.25 : CHAMPS DE CONCENTRATION POUR UNE DEPRESSION DE LA CLOCHE DE 10.9 PA.....	149
FIGURE 3.26 : COMPARAISON DES FLUX SEMI-EMPIRIQUE, NUMERIQUE ET EXPERIMENTAL.....	149
FIGURE 3.27 : COMPARAISON DU MODELE SEMI-EMPIRIQUE AVEC LE MODELE VOLASOIL.....	150
FIGURE 3.28 : COMPARAISON DU MODELE SEMI-EMPIRIQUE AVEC LE MODELE DE JOHNSON ET ETTINGER POUR UNE DALLE PORTEE.....	151
FIGURE 3.29 : COMPARAISON DU MODELE SEMI-EMPIRIQUE AVEC LE MODELE DE JOHNSON ET ETTINGER POUR UN DALLAGE INDEPENDANT	152
FIGURE 3.30 : ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DES TYPOLOGIES.....	153
FIGURE 4.1 : PARAMETRES MESURES (SOURCE : ABDELOUHAB, 2011)	155
FIGURE 4.2 : PHOTOS DES EXTRACTEURS UTILISES LORS DU SUIVI ANNUEL : CAPE A L'ITALIENNE (A GAUCHE) ET EXTRACTEUR STATO-MECANIQUE (A DROITE)	156
FIGURE 4.3 : SCHEMA DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL DE MESURE DE LA PERMEABILITE DU SOUBASSEMENT (ABDELOUHAB, 2011)	156
FIGURE 4.4 : APPAREIL DE MESURE RADON-JOK	157
FIGURE 4.5 : LES DIFFERENTS POINTS DE MESURES	157
FIGURE 4.6 : COMPOSANTS D'UN SDS	159
FIGURE 4.7 : SDS AVEC UNE DALLE PORTEE	160
FIGURE 4.8 : SDS AVEC UN DALLAGE INDEPENDANT	162
FIGURE 4.9 : PRESSIONS AU NIVEAU DE L'EXTRACTEUR.....	164
FIGURE 4.10 : ÉVOLUTION DE LA TEMPERATURE DANS LE CONDUIT DE DEPRESSURISATION	166
FIGURE 4.11 : SCHEMA AERAILIQUE DU BATIMENT MARIA.....	170

FIGURE 4.12 : RESISTANCE DU SOL AVOISINANT LE BATIMENT MARIA	171
FIGURE 4.13 : PHOTOS DU CONDUIT RELIANT LE PUISARD A LA CHEMINEE	173
FIGURE 4.14 : CONFRONTATION DEBIT EXPERIMENTAL ET DEBIT NUMERIQUE POUR LA CAPE A L'ITALIENNE	174
FIGURE 4.15 : CONFRONTATION DEPRESSION DU SOUBASSEMENT EXPERIMENTAL ET DEPRESSION NUMERIQUE POUR L'EXTRACTEUR A LA CAPE A L'ITALIENNE	175
FIGURE 4.16 : A) SENSIBILITE DU DEBIT EXTRAIT A LA PERMEABILITE DE LA DALLE DU PLANCHER BAS B) SENSIBILITE DU DEBIT EXTRAIT A LA PERMEABILITE DU SOL	176
FIGURE 4.17 : ETUDE DE SENSIBILITE SUR LE COEFFICIENT DE PRESSION.....	176
FIGURE 4.18 : CONFRONTATION DES DEBITS EXPERIMENTAUX ET D NUMERIQUES POUR L'EXTRACTEUR STATO MECANIQUE EN FONCTIONNEMENT STATIQUE	177
FIGURE 4.19 : CONFRONTATION DES DEPRESSIONS EXPERIMENTALES ET NUMERIQUES POUR L'EXTRACTEUR STATO-MECANIQUE EN FONCTIONNEMENT STATIQUE	177
FIGURE 4.20 : ÉVOLUTION DES POURCENTAGES DE FONCTIONNEMENT DE L'EXTRACTION LE LONG DE L'ANNEE, AU-DESSUS DE TROIS VALEURS SEUILS.	178
FIGURE 4.21 : A) ÉVOLUTION HORAIRE DE LA TEMPERATURE EXTERIEURE B) ÉVOLUTION HORAIRE DE LA VITESSE DU VENT C) ÉVOLUTION MENSUELLE DE LA TEMPERATURE EXTERIEURE D) ÉVOLUTION MENSUELLE DE LA VITESSE DU VENT	180
FIGURE 4.22 : A) DEBITS EXTRAITS PAR LE SDS B) DEPRESSIONS DU SOUBASSEMENT	180
FIGURE 4.23 : ÉVOLUTION DES POURCENTAGES DE FONCTIONNEMENT DE L'EXTRACTION LE LONG DE L'ANNEE AU-DESSUS DE TROIS VALEURS SEUILS D'EXTRACTION D'AIR A) 15 M ³ /H B) 20 M ³ /H C) 23 M ³ /H	181
FIGURE 4.24 : CONCENTRATION DANS LE BATIMENT AVEC CONVECTION SEULE	183
FIGURE 4.25 : CONCENTRATION DANS LE BATIMENT AVEC CONVECTION ET DIFFUSION COUPLEES.	183
FIGURE 4.26 : CONCENTRATION DANS LE BATIMENT AVEC ET SANS SDS EN FONCTIONNEMENT ET AVEC UNE VENTILATION NATURELLE DU BATIMENT	185
FIGURE 4.27 : DEPRESSION DU SDS EN FONCTIONNEMENT AVEC LES SYSTEMES DE VENTILATION	186
FIGURE 4.28 : CONCENTRATION DANS LE BATIMENT QUAND LE SDS EST EN FONCTIONNEMENT AVEC UNE VENTILATION PAR INSUFFLATION.	186
FIGURE 4.29 : A) CONCENTRATION DANS LE BATIMENT QUAND LE SDS EST EN FONCTIONNEMENT AVEC UNE VENTILATION DOUBLE FLUX B) CONCENTRATION DU POLLUANT DANS LES DIFFERENTES ZONES DU BATIMENT QUAND LE SDS EST EN FONCTIONNEMENT	187
FIGURE 4.30 : CONCENTRATION DANS LE BATIMENT QUAND LE SDS EST EN FONCTIONNEMENT AVEC UNE VENTILATION DOUBLE FLUX.	188
FIGURE 4.31 : A) CONCENTRATION DANS LE BATIMENT QUAND LE SDS EST EN FONCTIONNEMENT AVEC UNE VENTILATION DOUBLE FLUX B) EFFICACITE DU SDS EN FONCTIONNEMENT AVEC LES SYSTEMES DE VENTILATION	189

LISTE DES TABLEAUX

TABEAU 1.1 : COEFFICIENTS DE DIFFUSION DE DIFFERENTS GAZ A TRAVERS DIFFERENTS TYPES DE BETON (MUSIELAK, 2012)	27
TABEAU 1.2 : MESURES DE PERMEABILITE PAR NIELSON ET AL. (NIELSON ET AL., 1997)	32
TABEAU 1.3 : PERMEABILITES DE DIVERS BETONS SAINS PAR DENIARE (DENIARE, 2003).....	32
TABEAU 1.4 : QUELQUES VALEURS DE DIFFERENCES DE PRESSION POUR DIFFERENTES TYPOLOGIES	35
TABEAU 1.5 : CONCENTRATIONS DU POLLUANT DANS LE BATIMENT QUAND LE SYSTEME FONCTIONNE (CAP OFF) ET QUAND IL NE FONCTIONNE PAS (CAP ON) ET EFFICACITE DES SDS PASSIFS (ANGEL, 2012)	56
TABEAU 2.1 : L'ANALOGIE AERAILIQUE AVEC LA THERMIQUE	68
TABEAU 2.2 : RESULTATS DES MESURES EXPERIMENTALES ET DES DEBITS D'AIR CALCULES	85
TABEAU 2.3 : PARAMETRES D'ENTREE POUR LE CALCUL DES DEBITS D'AIR	92
TABEAU 2.4 : PARAMETRES D'ENTREE POUR LE CALCUL DES DEBITS D'AIR : IMPACT DU LIT DE GRAVIER.....	96
TABEAU 3.1 : PARAMETRES D'ENTREE DES CALCULS	118
TABEAU 3.2 : PROFILS DE CONCENTRATION, LIGNES DE FLUX ET LIGNES DE COURANT DANS LE SOL POUR UN VIDE SANITAIRE	119
TABEAU 3.3 : PROFILS DE CONCENTRATION, LIGNES DE FLUX ET LES LIGNES DE COURANT POUR UNE DALLE PORTEE	120

TABLEAU 3.4 : PROFILS DE CONCENTRATION, LIGNES DE FLUX ET LIGNES DE COURANT POUR UN DALLAGE INDEPENDANT	122
TABLEAU 3.5 : SYNTHESE DES MODELES DEVELOPPES POUR UN VIDE SANITAIRE	134
TABLEAU 3.6 : SYNTHESE DES MODELES DEVELOPPES POUR UNE DALLE PORTEE	139
TABLEAU 3.7 : SYNTHESE DES MODELES DEVELOPPES POUR UN DALLAGE INDEPENDANT	144
TABLEAU 3.8 : PARAMETRES DU BATIMENT, DU SOL ET DE LA SOURCE (HULOT ET AL., 2003)	145
TABLEAU 3.9 : CONFRONTATION DES MESURES AVEC LES MODELES VOLASOIL ET J&E (HULOT ET AL., 2003)	146
TABLEAU 4.1 : RESULTATS DES MESURES DE PERMEABILITE EFFECTIVE DU SOL AUX GAZ AUTOUR DE LA MAISON MARIA	158
TABLEAU 4.2 : DETALONNAGES DES PORTES FERMEES ENTRE LES DIFFERENTES ZONES DU MODELE	170
TABLEAU 4.3: PRINCIPALES DONNEES DE SIMULATIONS POUR LA CONFRONTATION EXPERIMENTALE	174
TABLEAU 4.4: PRINCIPAUX PARAMETRES DES SIMULATIONS POUR LE TRANSPORT CONVECTIF ET DIFFUSIF DU POLLUANT DANS LE BATIMENT	182
TABLEAU 4.5: PRINCIPAUX PARAMETRES DE SIMULATIONS POUR L'ETUDE DE L'IMPACT DES SYSTEMES DE VENTILATION SUR LE FONCTIONNEMENT DU SDS	184

NOMENCLATURE

A	constante	(-)
A _{cond}	section du conduit de dépressurisation	(m ²)
A _{cy}	section d'un cylindre	(m ²)
A _{dp}	surface d'une dalle portée	(m ²)
A _{di}	surface d'un dallage indépendant	(m ²)
A _h	surface d'un hémisphère	(m ²)
A _{fiss}	surface d'une fissure	(m ²)
A _{vs}	surface d'un vide sanitaire	(m ²)
A _m	activité du radon	Bq/kg
a _s	surface spécifique	(m ²)
Bi _m	nombre de Biot massique	(-)
Bi _{dp}	nombre de Biot massique pour une dalle portée	(-)
Bi _{di}	nombre de Biot massique pour un dallage indépendant	(-)
c	coefficient de Forchheimer	s/m
C	concentration de polluant	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _a	concentration du polluant dans la phase air	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _{as}	concentration dans le bâtiment avec SDS	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _D	coefficient de charge	(-)
C _{dp}	concentration dans un bâtiment avec dalle portée	(mol/m ³)
C _{di}	concentration dans un bâtiment avec dallage indépendant	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _e	concentration dans la phase eau	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _i	Concentration dans la zone i	(mol/m ³) ou Bq/m ³
c _i	coefficient de pression intérieur réduit	(-)
c _p	chaleur spécifique de l'air	J/kg.°K
C _{p,ext}	coefficient de pression de l'extracteur	(-)
C _{int}	concentration intérieure du polluant	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _s	concentration à la source du polluant	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _{vs}	concentration dans un vide sanitaire	(mol/m ³) ou Bq/m ³
C _x	coefficient de la courbe caractéristique d'un ventilateur	(-)
d	taille d'une fissure périphérique de la dalle	(m)
D _a	coefficient de diffusion dans l'air	(m ² /s)
D _{dalle}	coefficient de diffusion effectif de la dalle	(m ² /s)
D _e	coefficient de diffusion dans l'eau	(m ² /s)
D _{eff}	coefficient de diffusion effectif	(m ² /s)
D _{fiss}	coefficient de diffusion effectif de la fissure	(m ² /s)
D _h	diamètre hydraulique du conduit de dépressurisation du SDS	(m)
D _{sol}	coefficient de diffusion effectif du sol	(m ² /s)
e _{dalle}	épaisseur d'une dalle	(m)
e _{fiss}	profondeur d'une fissure	(m)
E	taux d'émanation du radon	Bq/kg
ELA _f	surface effective de fuite	(m ²)
f	fraction d'émanation	(-)
f _c	fraction de cendres volantes dans le béton	(-)
Flux	flux de polluant	(mol/s)
f _t	facteur de terrain	(-)
F _{sol}	masse de polluant par masse de sol	kg/kg
G	taux de production du radon	Bq/m ³ /s

g	constante gravitationnelle	(m ² /s)
Gr	nombre de Grashoff	(-)
h	variable hauteur	(m)
H	profondeur de la source du polluant	(m)
H_{cond}	hauteur du conduit du SDS	(m)
h_{ext}	coefficient d'échange moyen externe	(W/m ² .K)
h_{int}	coefficient d'échange moyen interne	(W/m ² .K)
J_{cloche}	flux total de polluant entrant dans la cloche expérimentale	(mol/s)
j_{fiss}	flux entrant dans une fissure	(mol/s) ou (Bq/m ³)
J_{di}	flux total de polluant entrant dans un dallage indépendant	(mol/s)
J_{dp}	flux total de polluant entrant dans un vide sanitaire	(mol/s)
J_{vs1}	flux de polluant allant de la source jusqu'à un sol nu	(mol/s) ou (Bq/m ³)
J_{vs2}	flux de polluant allant d'un vide sanitaire au bâtiment	(mol/s)
K	caractéristique d'un ventilateur	(m ³ /s/Pa)
k_{app}	perméabilité apparente	(m ²)
$k_{béton}$	perméabilité du dallage en béton à l'extérieur	(m ²)
K_d	coefficient de partition sol/eau	(m ³ /kg)
k_{dalle}	perméabilité de la dalle	(m ²)
k_w	perméabilité à la façade ouest	(m ²)
$k_{gravier}$	perméabilité du lit de gravier	(m ²)
k_n	perméabilité du remblai façade nord	(m ²)
k_{int}	perméabilité intrinsèque	(m ²)
k_s	perméabilité du remblai façade sud	(m ²)
k_0	perméabilité initiale du béton	(m ²)
K_{sol}	conductivité hydraulique du sol	m/s
k_{sol}	perméabilité du sol	(m ²)
l	longueur du parcours moyen	(m)
L	longueur de conduite poreuse	(m)
L_a	longueur apparente	(m)
L_{dp}	largeur d'une dalle portée	(m)
L_{conv}	Profondeur de la zone d'influence de la convection	(m)
$L_{bât}$	périmètre du bâtiment	(m)
L_{di}	largeur d'un dallage indépendant	(m)
L_{diff}	longueur de diffusion	(m)
L_{sol}	largeur d'un sol nu du vide sanitaire	(m)
m	masse de l'air	(kg)
m_i	masse de l'air dans la zone i	(kg)
M_a	masse molaire de l'air sec	(kg/mol)
M_v	masse volumique de la vapeur d'eau	(kg/mol)
P	pression motrice	(Pa)
P	pression à l'entrée du conduit du SDS	(Pa)
P_{ext}	pression à l'extérieur du bâtiment	(Pa)
P_{Hext}	pression de l'air à la sortie de l'extracteur	(Pa)
P_{int}	pression à l'intérieur du bâtiment	(Pa)
P_{sd}	pression à l'interface dalle/lit de gravier	(Pa)
P_{sg}	pression à l'interface lit de gravier/sol	(Pa)

P_{vs}	pression dans un vide sanitaire	(Pa)
P_x	coefficient de la courbe caractéristique d'un ventilateur	(-)
Pe	nombre de Peclet	(-)
Pe_{dp}	nombre de Peclet massique pour une dalle portée	(-)
Pe_{di}	nombre de Peclet massique pour un dallage indépendant	(-)
Pe_{vs}	nombre de Peclet massique pour un vide sanitaire	(-)
p_w	pression du vent sur l'enveloppe du bâtiment	Pa
q_{di}	débit entrant pour un dallage indépendant par unité de longueur de façade	(m ³ /s/m)
q_{dp}	débit entrant pour une dalle portée par unité de longueur de façade	(m ³ /s/m)
q_{gr}	débit entrant pour une typologie avec lit de gravier par unité de longueur de façade	(m ³ /s/m)
q_{me}	débit entrant par un mur enterré par unité de longueur de façade	(m ³ /s/m)
q_{v0}	débit d'air volumique de référence	(m ³ /s)
q_{vs}	débit entrant dans un vide sanitaire par unité de longueur de façade	(m ³ /s/m)
$Q_{bât}$	débit de ventilation du bâtiment	(m ³ /s)
Q_{cloche}	débit d'air entrant dans la cloche expérimentale	(m ³ /s)
Q_{dalle}	débit entrant par une dalle	(m ³ /s)
Q_{di}	débit d'air entrant dans un dallage indépendant	(m ³ /s)
Q_{dp}	débit d'air entrant dans une dalle portée	(m ³ /s)
Q_{fiss}	débit entrant par une fissure périphérique	(m ³ /s)
Q_{int}	débit d'air venant de l'extérieur et entrant dans le bâtiment	(m ³ /s)
Q_{ref}	débit de renouvellement d'air de référence	(m ³ /s)
Q_{sds}	débit extrait par le SDS	(m ³ /s)
Q_{sol}	débit d'air venant du sol et entrant dans un SDS	(m ³ /s)
Q_v	débit de renouvellement d'air dans le vide sanitaire	(m ³ /s)
Q_{vs}	débit d'air entrant dans un vide sanitaire	(m ³ /s)
Ra	nombre de Raleigh	(-)
$R_{bât}$	taux de renouvellement d'air du bâtiment	(s ⁻¹)
R_{dalle}	résistance d'une dalle	Pa/(m ³ /s)
Re	nombre de Reynolds	(-)
r_{eq}	rayon équivalent à la fissuration	(m)
R_{est}	résistance de la façade est	Pa/(m ³ /s)
r_h	rayon hydraulique	(m)
$R_{gravier}$	résistance du gravier allant de l'interface gravier/dalle jusqu'à l'entrée du SDS	Pa/(m ³ /s)
R_{int}	taux de renouvellement d'air	(s ⁻¹)
R_m	rayon moyen de pores	(m)
R_{nord}	résistance de la façade nord	Pa/(m ³ /s)
R_{ouest}	résistance de la façade ouest	Pa/(m ³ /s)
R_{pb}	résistance du plancher bas	Pa/(m ³ /s)
R_{sud}	résistance de la façade sud	Pa/(m ³ /s)
R_{sol}	résistance du sol	Pa/(m ³ /s)
R_{vs}	taux de renouvellement d'air d'un vide sanitaire	(s ⁻¹)
s	facteur forme des particules	(-)
S_{dalle}	surface de la dalle	(m ²)
S_e	taux de saturation	(-)
$S_{remblai}$	surface du remblai	(m ²)
t	tortuosité	(-)
T_e	température à l'entrée du conduit de dépressurisation	(°C) ou (°K)

T_{ext}	température extérieure	(°C) ou (°K)
T_{int}	température intérieure	(°C) ou (°K)
u	vitesse	(m/s)
U	vitesse du vent	(m/s)
V	vitesse de l'air dans le conduit	(m/s)
V_{cond}	Vitesse dans le conduit	(m/s)
$V_{\text{bât}}$	volume du bâtiment	(m ³)
V_{vs}	volume du vide sanitaire	(m ³)
$V_{\text{bât}}$	volume du bâtiment	(m ³)
V_{vs}	volume du vide sanitaire	(m ³)
w	espace moyen entre les fissures	(m)
z	hauteur du bâtiment	(m)
z_n	hauteur du plan neutre du bâtiment	(m)
$\Delta P_{\text{conduit}}$	pertes de charges totales du conduit	(Pa)
ΔP_{ext}	dépression engendrée par un extracteur statique	(Pa)
ΔP_f	différence de pression entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment	(Pa)
ΔP_{frot}	pertes de charges régulières	(Pa)
ΔP_{sing}	pertes de charges singulières	(Pa)
ΔP_{vent}	dépression engendrée par un ventilateur	(Pa)
ΔT	différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment	(°K)
Δ	écart	
∇	opérateur gradient	

SYMBOLES GRECS

α	Coefficient d'atténuation	(-)
α'	Coefficient d'atténuation dans fondation perméables	(-)
α_{dp}	Coefficient d'atténuation d'une dalle portée	(-)
α_{di}	Coefficient d'atténuation d'un dallage indépendant	(-)
α_{kl}	Coefficient de klinkenberg	(Pa)
α_m	Coefficient d'échange moyen	(W/m ² .K)
α_t	Diffusivité thermique	m ² /s
α_{vs}	Coefficient d'atténuation d'un vide sanitaire	(-)
β	Porosité totale avec sorption du sol	(-)
β_t	Coefficient de dilatation thermique	1/°K
ε	Porosité totale	(-)
$\overline{\varepsilon}$	Rugosité relative	(-)
ε_r	Rugosité	(m)
γ	Coefficient caractéristique du site	(-)
ψ	Coefficient de pression intérieur	(-)
λ	Constante de désintégration du radon	(s ⁻¹)
λ_t	Conductivité thermique	(W/m ² /°K)
μ	Viscosité dynamique	(Pa .s)
μ_{eff}	Viscosité dynamique effective	(Pa .s)
ρ	Masse volumique de l'air	(kg/m ³)
ρ_e	Masse volumique de l'air à l'entrée du conduit	(kg/m ³)
ρ_g	Masse volumique du gaz	(kg/m ³)

ρ_i	<i>Masse volumique de l'air dans la zone i</i>	(kg/m ³)
ρ_{sol}	<i>Masse volumique du sol</i>	(kg/m ³)
ρ_s	<i>Masse volumique de l'air à la sortie du conduit</i>	(kg/m ³)
ρ_0	<i>Masse volumique de l'air de référence à 20 °C</i>	(kg/m ³)
ν	<i>Viscosité cinématique</i>	(m ² /s)
θ_a	<i>Porosité à l'air</i>	(-)
θ_e	<i>Porosité à l'eau</i>	(-)
ξ	<i>Coefficient de pertes de charge singulières</i>	(-)
ω_a	<i>Humidité absolue de l'air</i>	(kg/kg)

INDICES

dalle	relatif à une dalle
dp	dalle portée
di	dallage indépendant
ext	extérieur
grav	gravier
int	intérieur
m	massique
me	mur enterré
mf	mur de fondation
num	numérique
r	rugosité
ref	référence
smf	sous le mur de fondation
sol	relatif au sol
vs	vide sanitaire
t	thermique

INTRODUCTION GENERALE

L'entrée et l'accumulation de polluants gazeux venant du sol dans les environnements intérieurs peut entraîner des situations de risques sanitaires accrus. Depuis les années 80, plusieurs modèles ont été développés pour prédire la concentration de ces polluants dans les environnements intérieurs. Ces modèles permettent d'évaluer les risques sanitaires occasionnés par ces polluants et éventuellement engager des mesures correctives. Cependant, la pratique a montré que très souvent, ces modèles surestiment ou sous-estiment les concentrations intérieures de plusieurs ordres de grandeur. Cette mauvaise appréciation des concentrations peut entraîner des risques sanitaires accrus et parfois des coûts considérables de gestion des contaminations. Notamment, les anciennes friches industrielles réhabilitées pour l'habitat ou le tertiaire peuvent générer soit des risques sanitaires, soit une gestion inappropriée des bâtiments vis-à-vis d'agents chimiques présents dans les sols.

Les modèles analytiques d'évaluation de ces risques comportent des incertitudes fortes, notamment ceux relatifs à l'interface sol-bâtiment et à la prise en compte des phénomènes de transport au niveau de cette interface.

Par ailleurs, il paraît important de développer des stratégies de protection des bâtiments vis-à-vis de ces pollutions gazeuses venant du sol. Parmi toutes les solutions utilisées pour protéger les bâtiments contre ces pollutions, la pratique a montré que les systèmes de dépressurisation du sol (SDS) sont les plus efficaces notamment pour des situations sensibles. Cependant, à ce jour, à notre connaissance, il n'existe pas un modèle de dimensionnement opérationnel pour le SDS passif. Un mauvais dimensionnement des systèmes ne permet pas de bloquer efficacement les flux de polluants vers l'intérieur des bâtiments.

Dans ce contexte, les objectifs de cette étude entrent dans le cadre de l'étude de l'impact des pollutions des sols sur les environnements intérieurs. Ils visent à mieux maîtriser les flux de polluants, notamment par une meilleure compréhension des transferts gazeux à travers les sols et les soubassements vers les bâtiments. Sur la base des travaux de Abdelouhab (Abdelouhab, 2011), l'objectif de cette étude est, de contribuer dans un premier temps à améliorer les modèles analytiques de transfert des polluants gazeux du sol dans les environnements intérieurs qui contiennent beaucoup d'incertitudes, afin de mieux évaluer l'impact de ces pollutions sur la qualité d'air intérieur des bâtiments. Cet objectif passe par l'amélioration de la prise en compte des phénomènes à l'interface entre le sol et le bâtiment (convection, diffusion et typologie de soubassement). Ces améliorations portent aussi sur la prise en compte de l'interaction des transferts de polluants dans le bâtiment avec l'aéraulique de ce dernier afin de tenir compte des phénomènes principaux comme le tirage thermique, l'effet du vent et des systèmes de ventilation, pour l'évaluation de la qualité d'air intérieur.

De plus, cette étude vise également au développement d'un modèle de dimensionnement de SDS passif pour protéger les bâtiments de ces pollutions gazeuses du sol. Ces solutions pourraient à terme être intégrées en complémentarité dans la gestion des sols pollués et la reconquête des friches industrielles.

Cette thèse se décline en quatre chapitres :

- Le premier chapitre concerne l'état de l'art d'une part, sur le transfert des polluants gazeux du sol et d'autre part sur les moyens de protection des bâtiments contre ces pollutions. Concernant le transfert des polluants gazeux du sol dans les bâtiments, les polluants gazeux du sol et leurs risques sanitaires sont présentés. Ensuite, les

mécanismes d'entrée de ces polluants dans les bâtiments et leurs paramètres d'influence sont traités. Cette partie se termine par une présentation des modèles analytiques les plus utilisés et leur analyse critique vis-à-vis de la prise en compte des principaux mécanismes de transfert. Dans ce premier chapitre, les Systèmes de Dépressurisation du Sol (SDS) et leur facteur d'influence sont aussi présentés. Enfin l'état de l'art sur la modélisation de ce type de système est présenté.

- Le deuxième chapitre présente une amélioration de la prise en compte du transfert convectif à travers le sol et les soubassements du bâtiment. Cette amélioration est faite par le développement de modèles analytiques d'estimation de débits d'air entrant dans les typologies couramment rencontrées : vide sanitaire, dallage indépendant, dalle portée et cave. Des typologies particulières de bâtiment avec des murs enterrés et un lit de gravier sous le plancher bas sont également présentées. Une étude de sensibilité sur la quantification de ces débits analytiques est effectuée. Ensuite, ce chapitre traite de la prise en compte de la fissuration et des points singuliers au niveau du plancher bas. Une première application de ces modèles est présentée par leur intégration dans un code de simulation aéraulique du bâtiment. Enfin, les modèles analytiques développés ont été confrontés à trois expériences issues de la littérature.
- Le troisième chapitre concerne une contribution à la compréhension de l'importance relative des phénomènes de convection et diffusion à proximité des fondations à l'aide d'une expérimentation numérique en utilisant un code CFD. Suite à cette étude, des lois semi-empiriques d'estimation de flux de polluant dans les bâtiments sont proposées. Par la suite, ces modèles semi-empiriques sont confrontés aux modèles analytiques actuellement utilisés (Johnson et Ettinger, Volasoil) pour certaines configurations ainsi qu'à deux expérimentations issues de la littérature. Ce chapitre se termine par une intégration de ces lois de transfert dans un code de simulation aéraulique du bâtiment pour étudier la qualité de l'air intérieur.
- Le quatrième et dernier chapitre concerne le développement d'un modèle de dimensionnement des SDS passifs. Le modèle de dimensionnement développé est intégré dans un code de simulation aéraulique du bâtiment. Il est ensuite validé expérimentalement du point de vue aéraulique en le confrontant avec des expériences effectuées sur la maison expérimentale MARIA au CSTB. Enfin, des études de sensibilité sont conduites à l'aide de ce modèle pour étudier l'impact de la métrologie sur le fonctionnement du SDS naturel, l'impact d'un éventuel transfert diffusif vers l'intérieur du bâtiment et enfin l'influence des systèmes de ventilation du bâtiment sur le fonctionnement du système naturel de dépressurisation du sol.

1 TRANSFERT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL ET LES MOYENS DE PROTECTION DANS LES BATIMENTS

1.1 LES POLLUANTS GAZEUX DU SOL

Les polluants gazeux rencontrés dans les bâtiments émanent généralement de trois milieux : le milieu intérieur (les activités humaines : cuisine, tabagisme, produits d'entretien,..., les matériaux de construction et l'ameublement,...), le milieu extérieur (Ozone, NO_x,...) et le sol (Radon, Trichloréthylène...). Tous ces polluants peuvent avoir des effets sanitaires considérables. Dans cette étude, on s'intéressera aux polluants gazeux provenant du sol. Ils ont pour principale origine les roches du sol ou les nappes phréatiques contaminées. Pour la pollution d'origine naturelle, notre étude portera sur le radon, et pour celle d'origine anthropique, on se focalisera sur les Composés Organiques Volatils (COV).

1.1.1 LE RADON DU SOL

Parmi les polluants gazeux du sol d'origine naturelle, le radon reste le plus connu parce qu'il peut occasionner des risques sanitaires significatifs dans les environnements intérieurs. Depuis près de trente ans, le transport du radon dans les bâtiments a fait l'objet de beaucoup d'études (Nazaroff et al., 1985 ; Sextro, 1987 ; Nazaroff, 1988 ; Bonnefous, 1992 ; Robinson et Sextro, 1997 ; Andersen, 2000 ; Nazaroff, 1992 ; Nazaroff, 2003). Le radon est un gaz inerte, monoatomique ; sa source principale est le sol. Il est inodore, incolore, sans saveur et est issu de la désintégration de l'uranium contenu dans les roches. Sa concentration dans le sol varie dans l'espace et dans le temps en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques intrinsèques du sol : géologie, formation et évolution, perméabilité et porosité,... (Crawford et Brown, 1987 ; Jacobi et Andrek, 1963 ; Tirmache et Robé, 2003). Parmi les trois isotopes du radon (le radon 219 de demi-vie 4 s, le radon 220 de demi-vie 55 s, le radon 222 de demi-vie 3.8 jours), c'est ce radon 222 qui occasionne des effets sanitaires dans les bâtiments parce que contrairement aux deux autres isotopes sa demi-vie est plus longue et il peut ainsi se confiner et rester plus longtemps dans les environnements intérieurs.

1.1.2 LES POLLUANTS GAZEUX DU SOL D'ORIGINE ANTHROPIQUE : LES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV)

Le transport des Composés Organiques Volatils (COV) dans les bâtiments est potentiellement une source significative d'exposition humaine à la pollution (Kliest et al., 1989 ; Wood et al., 1987 ; Hodgson et al., 1992). Les COV sont généralement définis selon leur pression de vapeur saturante. Lorsqu'une phase organique est en contact avec de l'air dans la zone non saturée du sol, « la quantité de polluant dans l'air en équilibre avec cette phase est définie par la pression de vapeur saturante : c'est la pression qu'exercerait ce gaz s'il était présent seul » (Atteia, 2005). Selon la directive Européenne 1999/13/EC sur l'émission des solvants, un COV est fonctionnellement défini comme étant « un composé organique ayant à 20 °C, une pression de vapeur de 0.01 kPa, ou ayant une volatilité correspondante dans des conditions d'utilisation particulières ».

Ces composés peuvent provenir des composés d'hydrocarbures présents en proportion faible dans les essences (BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène,...). Ils constituent la pollution majeure sur les sites contaminés à côté des stations d'essence ou de sites de stockage d'hydrocarbures. Ils peuvent être aussi dérivés des solvants chlorés (Perchloréthylène, trichloréthylène, tétrachloréthylène,...). Ils sont aussi rencontrés dans les installations de nettoyage à sec, ou d'installations industrielles, des réservoirs souterrains non étanches et des fuites d'enfouissement (Tillmann et Weaver, 2006). L'une des sources potentielle de COV est aussi la zone insaturée au-dessus de nappes phréatiques contaminées (Klepeis et al., 2001).

Si le composé organique est en phase liquide, en contact avec l'air dans la zone insaturée, une partie du composé organique peut être émise par désorption dans l'air, dans ce cas la concentration de COV dans l'air est définie par la loi de Henry (Atteia, 2005). La constante de Henry est le rapport entre la concentration C du composé dans le sol (mol/l) et sa pression partielle dans l'air; un composé est considéré volatil si sa constante de Henry est égale ou supérieure à 10^{-5} atm·m³/mol.

1.1.3 IMPACT SANITAIRE DES POLLUANTS GAZEUX SUR LA SANTE HUMAINE

Plusieurs études ont porté sur les effets sanitaires du radon et des substances volatiles pouvant migrer dans les environnements intérieurs. En effet, les descendants du radon (Figure 1.1a) peuvent rester en suspens dans l'air. Ces produits, une fois inhalés se déposent sur les parois des voies respiratoires (Figure 1.1b). Ils émettent ainsi des particules alpha qui peuvent irriter et endommager les cellules vivantes recouvrant l'intérieur des poumons ; ces particules peuvent aussi endommager l'ADN et potentiellement favoriser des cancers pulmonaires (CNSC, 2012). 6 à 15 % de ce type de cancer serait lié à l'exposition au radon (OMS, juin 2005). En France, 10 % des décès par cancer du poumon sont imputables au radon, soit 2500 décès par an (IRSN, 2006) ; aux États-Unis, ce taux est de 20 000 par an (EPA-USA). L'Union Européenne recommande la mise en œuvre d'actions correctives lorsque la concentration moyenne annuelle dans un bâtiment dépasse 400 Bq/m³. Pour les bâtiments neufs, la valeur limite est de 200 Bq/m³. En France, les concentrations moyennes sont de l'ordre de 90 Bq/m³. Les départements où elles excèdent 100 Bq/m³ (Figure 1.1c) sont particulièrement concernés par les différentes mesures de gestion (IRSN, 2006).

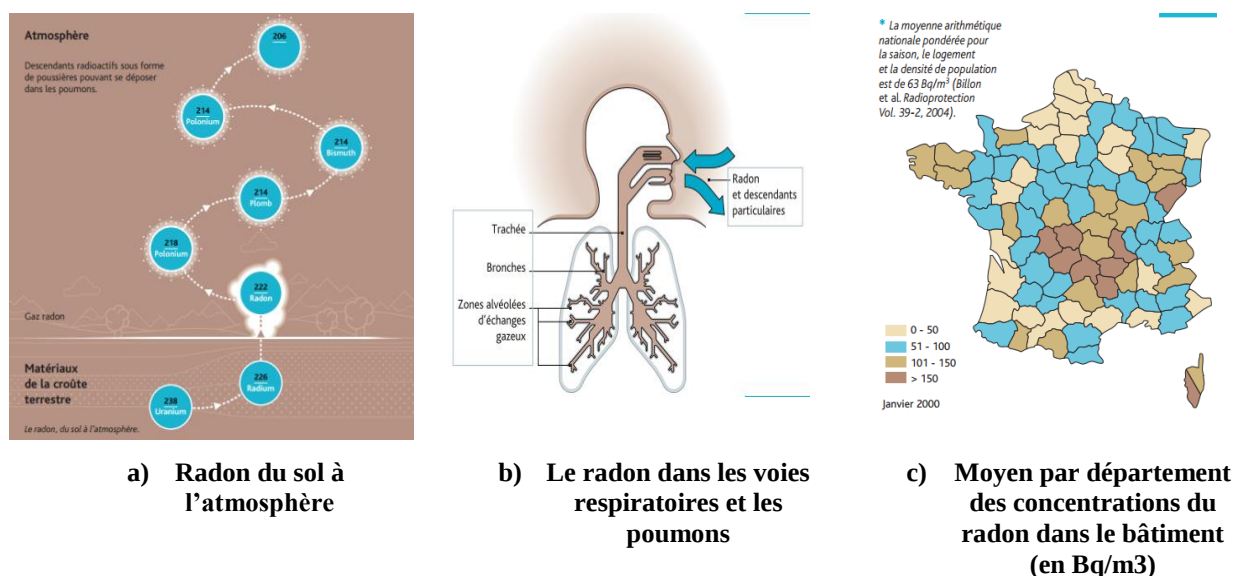


Figure 1.1 : L'exposition au radon (Guide radon IRSN, 2006)

Pour les COV provenant du sol, leur intrusion dans les bâtiments peut être préoccupante pour la santé publique parce qu'ils peuvent être très facilement absorbés par les poumons. Les COV peuvent provoquer des effets aigus comprenant des maux de tête, des nausées, des irritations des yeux et des voies respiratoires. Ces effets sur la santé sont parfois associés à des contaminations liées aux produits pétroliers, tels que le carburant diesel et l'huile de chauffage, ils peuvent aussi occasionner des irritations sensorielles, par exemple le benzène est extrêmement irritant à des faibles concentrations (US-EPA, 2007 ; US Health Department, 2007). Les COV peuvent aussi occasionner à des expositions chroniques ou intenses, des troubles cardiaques (toluène) et digestifs ou des effets cancérigènes (Trichloréthylène (TCE), Tétrachloroéthylène (PCE), Formaldéhyde...) et mutagènes. Par ailleurs, les fuites dans les réservoirs de carburant enterrés peuvent engendrer une volatilité de polluants pouvant entrer dans les

bâtiments, créant ainsi un risque d'incendie et d'explosion, surtout dans des espaces confinés comme certaines caves et buanderies (US Health Department, 2007).

1.1.4 ENTREE DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES BATIMENTS

Les mécanismes d'entrée du radon et des substances volatiles dans les bâtiments sont similaires. Ces polluants entrent dans les bâtiments par deux principaux mécanismes : par convection et diffusion. La convection est favorisée par des phénomènes induisant une faible différence de pression entre l'intérieur de l'habitat et le sol ; typiquement de l'ordre de 1 à 5 Pa (Nazaroff, 1985). Cette différence de pression a des causes multiples : le tirage thermique, l'interaction du vent avec l'enveloppe du bâtiment, la ventilation mécanique et les systèmes de conditionnement d'air et de chauffage dans le bâtiment (Chaudière à gaz, cheminée,...) (Nazaroff, 1985).

Quant à la diffusion, elle est occasionnée par la différence de concentration spatiale du polluant entre l'intérieur du bâtiment et le sol. Le polluant se déplace depuis les zones à forte concentration vers celles à faible concentration, c'est à dire du sol pollué vers les environnements intérieurs. Le gaz pollué entre dans le bâtiment via les passages préférentiels à certains endroits (Figure 1.2) comme par exemple : les fissures du plancher bas, les trous, les traversées de réseau, les passages de canalisations (eau, électricité, plomberie,...), la porosité du plancher bas ou des parois d'une cave enterrée. Les différents mécanismes de transfert du polluant de la source de contamination jusqu'à l'intérieur du bâtiment sont illustrés par la figure 1.2.

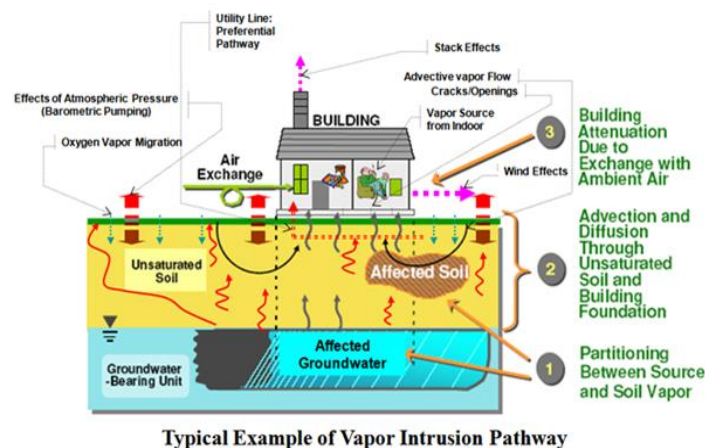


Figure 1.2 : Mécanismes de transfert des polluants gazeux du sol dans les bâtiments (ecy.wa.gov)

1.2 PHYSIQUE DU TRANSPORT DES POLLUANTS VERS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS

La prédiction de la concentration dans l'intérieur du bâtiment pour évaluer les risques sanitaires commence généralement par l'estimation de la concentration du polluant dans le sol, suivi du transport convectif et /ou diffusif dans le sol loin des fondations et dans la zone d'influence de la convection à proximité des fondations (Provoost et al., 2010).

1.2.1 CONCENTRATION DU POLLUANT DANS LE SOL

Cas du radon : Partant de l'équation de conservation de la masse à l'état stationnaire du radon dans le sol, en supposant que le sol est isotherme avec une humidité constante, la concentration du radon dans le sol en fonction de la profondeur du sol h peut être estimée par (Andersen, 2001) :

$$C(h) = C_s \left(1 + \exp\left(-\frac{h}{L_{\text{diff}}}\right) \right) \quad (1.1)$$

Où C_s est la source de radon, L_{diff} la longueur de diffusion dans le sol. La concentration à la source du radon est estimée par :

$$C_s = \frac{\varepsilon G}{\beta \lambda} \quad (1.2)$$

Où G est le taux de production du radon dans le sol, λ le taux de désintégration du radon, ε la porosité du sol, β la porosité quand la sorption du sol est considérée, pour un sol sec et sans sorption $\beta=\varepsilon$. Le taux de production G du radon dans le sol est :

$$G = \lambda E \left(\frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \right) \rho_g \quad (1.3)$$

Où E est le taux d'émanation du radon et ρ_g est la masse volumique du radon dans le sol. E est le taux d'émanation du radon et est donné par :

$$E = f A_m \quad (1.4)$$

Où A_m est l'activité du radon dans le sol, f est la fraction d'émanation du radon. La longueur de diffusion du radon dans le sol est estimée par :

$$L_{\text{diff}} = \sqrt{\frac{D_{\text{sol}}}{\beta \lambda}} \quad (1.5)$$

Où D_{sol} est le coefficient de diffusion du sol.

Cas des substances volatiles : La source principale de ces polluants volatils est le sol pollué ou la nappe phréatique contaminée. Pour une source de pollution située dans le sol, la concentration à la source peut être estimée par (Johnson et al., 1990 ; US-EPA, 2002) :

$$C_s = \frac{H F_{\text{sol}} \rho_{\text{sol}}}{\theta_e + K_d \rho_{\text{sol}} + H \theta_a} \quad (1.6)$$

H est la constante de Henry ; F_{sol} est le rapport entre la masse du polluant et la masse du sol ; ρ_{sol} est la masse volumique du sol ; θ_e est la porosité à l'eau du sol, θ_a porosité à l'air du sol et K_d coefficient de partition sol/eau du sol. Pour une source de pollution située dans une nappe phréatique, la concentration à la source peut être estimée par (Johnson et Ettinger, 1991 ; US-EPA, 2002) :

$$C_a = H C_e \quad (1.7)$$

Où C_a est la concentration du polluant dans l'air du sol et C_e la concentration du polluant dans la phase liquide du sol.

L'une des différences entre le transport du radon et le transport des substances volatiles dans le bâtiment porte sur la distribution de la concentration du gaz dans le sol. Pour le radon, cette concentration du gaz dans le sol est généralement supposée uniformément répartie dans le sol, ce qui fait que la diffusion du radon vers l'intérieur des bâtiments est supposée moins importante que celle pour les substances

volatiles. Pour les substances volatiles, le polluant n'est pas supposé uniformément reparti dans le sol et la source de pollution est très bien localisée à une certaine profondeur sous le bâtiment (Yao et al., 2013).

1.2.2 TRANSPORT DIFFUSIF DANS LA ZONE INSATUREE DU SOL

La diffusion est le principal phénomène responsable du mouvement des gaz dans le sol (Troeh et al., 1982 ; Rolston et al., 1991). Dans la zone saturée du sol, souvent définie comme le sol ayant une profondeur généralement supérieure à 2 m, la diffusion est généralement prépondérante devant la convection, tandis que le vent, les fluctuations de pression et la dépression du bâtiment ont des effets (impacts) faibles à ces profondeurs (Choi et Smith, 2005; Maier et Grathwohl, 2005). La convection n'existe généralement que dans la zone proche des fondations, la profondeur de la zone d'influence de la convection mesurée est de l'ordre 1 à 2 m au-dessous du soubassement (Garbesi et al., 1993). Dans le sol loin des fondations, la diffusion peut être décrite par la première loi de Fick (Johnson et Ettinger, 1991). En monodimensionnel, cette loi peut s'écrire :

$$J = -D_{\text{eff}} \frac{dC}{dx} \quad (1.8)$$

Où J est le flux diffusif à travers une surface normale à l'axe des x , C la concentration du polluant et D_{eff} le coefficient de diffusion effectif dans le sol. Le coefficient de diffusion effectif de la phase gazeuse dans le sol D_{eff} est souvent défini en fonction du coefficient de diffusion D_{air} du même gaz dans l'air (Kristenen et al., 2006). Cette définition est valable pour un transport en état stationnaire régi par la loi de Fick (Roldson et Moldrup, 2002). Le coefficient de diffusion effectif dans le sol doit être inférieur au coefficient de diffusion du même gaz en raison de la fraction limitée du volume total des pores continus remplis d'air et aussi en raison de la nature de la tortuosité de ces pores; ainsi on peut s'attendre à ce que le coefficient effectif soit lié à la porosité à l'air du milieu (Hillel, 1980). Plusieurs travaux ont été menés pour relier le coefficient de diffusion effectif et la porosité à l'air (Penman, 1940 ; Millington, 1959 ; Currie, 1965 ; Moldrup et al., 2000 a; Wang et al., 2003). Les paramètres déterminants qui peuvent influencer le coefficient de diffusion effectif sont : la porosité totale, la porosité à l'air, la teneur en eau, la tortuosité et la présence de fractures dans le sol (Bikingham, 1904 ; Penman, 1940 ; Millington et Quirk, 1961 ; Troeh et al., 1982; Moldrup et al., 2000 b).

À ce jour, la relation la plus connue pour l'estimation du coefficient de diffusion effectif des substances volatiles dans le sol est la relation empirique de Millington et Quirk (Millington et Quirk, 1961) :

$$D_{\text{eff}} = D_a \frac{\theta_a^{10/3}}{\varepsilon^2} + \frac{D_e}{H} \frac{\theta_e^{10/3}}{\varepsilon^2} \quad (1.9)$$

Où D_a est le coefficient de diffusion dans l'eau et D_e le coefficient diffusion dans l'air. Le coefficient de diffusion effectif des substances volatiles est influencé par la température et le partitionnement physique dû à la sorption et la solubilité de l'eau (Grathwohl, 1998 ; Olesen et al., 2001).

Pour le radon, l'expression probablement la plus utilisée pour la détermination du coefficient de diffusion effectif dans le sol est celle de Rogers et Nielson (Rogers et Nielson, 1991) :

$$D_{\text{eff}} = D_0 \varepsilon \exp(-6S_e \varepsilon - 6S_e^{14\varepsilon}) \quad (1.10)$$

Où D_0 est égal $1.1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, S_e le taux de saturation et ε la porosité totale à l'air.

Par ailleurs, on peut bien se demander s'il existe une corrélation entre la perméabilité du sol et le coefficient de diffusion effectif. L'étude de Fen (Fen, 2006) a montré que pour des sols de perméabilité élevée $k_{\text{sol}} > 10^{-13} \text{ m}^2$, la diffusion de Knudsen est négligeable, le coefficient de diffusion se résume au coefficient de diffusion moléculaire qui est insensible à la variation de la perméabilité du sol. En effet, la diffusion moléculaire est due au déplacement des molécules et le choc entre elles, tandis que pour la diffusion de Knudsen les molécules agissent indépendamment les unes des autres, et ainsi le gaz ne peut plus être considéré comme un milieu continu, car la distance intermoléculaire possède le même ordre de grandeur que la taille des pores. Par contre, pour des perméabilités faibles $k < 10^{-13} \text{ m}^2$, le coefficient de diffusion de Knudsen n'est plus négligeable et le coefficient de diffusion effectif est sensible à la variation de la perméabilité du sol. En plus de la diffusion moléculaire, le coefficient de diffusion de Knudsen apparaît.

L'étude numérique effectuée par Pennel et al. (Pennel et al., 2009a) a montré que les concentrations intérieures dans les bâtiments sont plus sensibles à la variation de la perméabilité du sol que celle du coefficient de diffusion effectif (Figure 1.3).

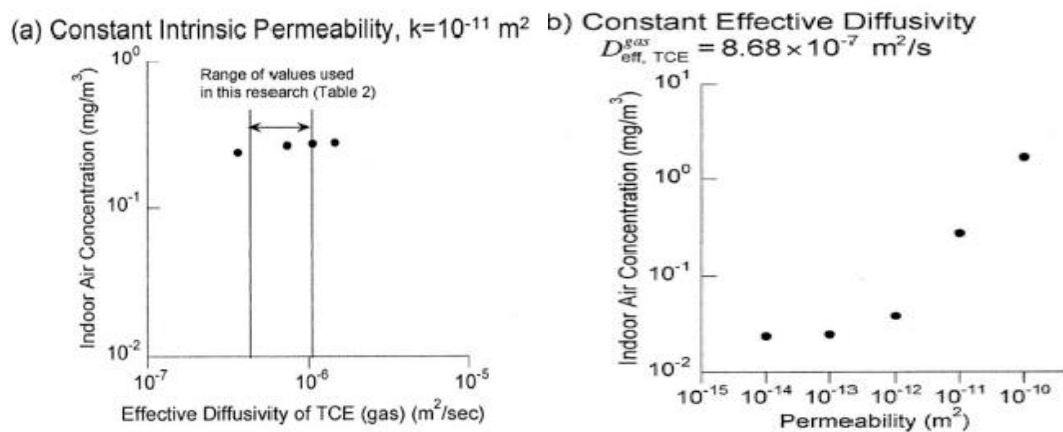


Figure 1.3 : Influence de la variation de la perméabilité du sol (droite) et du coefficient de diffusion effectif (gauche)

1.2.3 TRANSPORT DIFFUSIF A L'INTERFACE SOL/BATIMENT

Le transport diffusif à l'interface entre le sol et le bâtiment dépend du type de matériau utilisé : béton, plancher en bois, membrane, ... (Renken et Rosenberg, 1996). Un coefficient de diffusion élevé favorisera le transport diffusif. La diffusion dans les bétons peut être décrite par la loi de Fick (Equation 1.8) (Urosevic et al., 2003 ; Meininghaus et al., 1998 ; Reinhardt et al., 1998).

Par ailleurs, comme pour le milieu sol, on peut bien se demander s'il existe une corrélation entre la perméabilité d'une dalle de béton et son coefficient de diffusion. Tous les auteurs ne sont pas unanimes sur l'existence d'une corrélation entre ces deux paramètres dans les bétons. Il existe trois tendances générales : selon certains auteurs, il existe une relation linéaire entre la perméabilité et le coefficient de diffusion d'un béton (Gräf et al., 1993) (Figure 1.4) ou une relation linéaire entre les logarithmes de ces deux paramètres (Washington et al., 1994). D'autres estiment que le coefficient de diffusion n'est pas affecté par la taille des pores et ainsi par la perméabilité du béton. Pour certains le fait de négliger l'impact de la taille des pores sur les coefficients de diffusion surestimerait le flux total et il faudrait ajouter la diffusion de Knudsen en plus de la diffusion moléculaire.

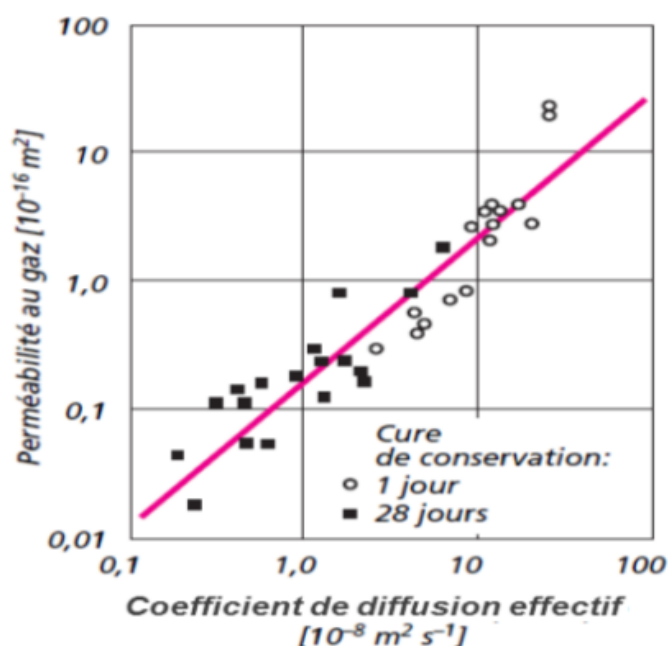


Figure 1.4 : Évolution linéaire du coefficient de diffusion en fonction de la perméabilité (Gräf et al., 1993; Hermann, 2000)

Les coefficients de diffusion du radon mesurés dans des dalles de bétons par Nielsen et ses collègues (Nielsen et al., 1997) ont donné un coefficient de diffusion moyen de $6.5 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$, avec une augmentation de 0.16 % à cause du séchage, pour avoisiner une moyenne de $2 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ en deux jours. Selon ces auteurs, le coefficient de diffusion mesuré sur les blocs de maçonnerie est 42 fois supérieur à celui mesuré sur des bétons et ce coefficient n'est pas affecté par la présence de petites fissures. Des valeurs de coefficients de diffusion sont rapportées dans le tableau suivant (Musielak, 2012) :

Auteurs	Technique de mesure	Gaz testé	Caractéristiques du béton		Coeff de diff effectif (Deff) en $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
			type béton	Porosité totale	
Cavaleri (2005)	"chambres jumelles"	TCE	béton	0,14	$4,50 \cdot 10^{-9}$
Meininghaus et al. (2000)	two flow system	Octane	béton aéré		$7,60 \cdot 10^{-6}$
			béton		$1,04 \cdot 10^{-6}$
		Ethyle d'acétate	béton aéré		$>5,67 \cdot 10^{-6}$
			béton		$>5,08 \cdot 10^{-7}$
Blondeau et al. (2003)	"test de porosité"	n-octane	béton aéré	0,299	$9,90 \cdot 10^{-7}$
			béton	0,104	$2,96 \cdot 10^{-7}$
		Ethyle d'acétate	béton aéré	0,299	$1,32 \cdot 10^{-6}$
			béton	0,104	$3,92 \cdot 10^{-7}$
Urosevic et al. (2003)	"chambres jumelles"	radon	béton type "50"		$4,96 \cdot 10^{-8}$ à $1,49 \cdot 10^{-7}$
Daoud et al. (1999)	"chambres jumelles"	radon			$4,6 \cdot 10^{-9}$ à $3,7 \cdot 10^{-9}$

Tableau 1.1 : Coefficients de diffusion de différents gaz à travers différents types de béton (Musielak, 2012)

1.2.4 TRANSPORT CONVECTIF DANS LA ZONE INSATUREE DU SOL

Le mouvement convectif de l'air dans le sol est dû à la différence de pression entre l'air du sol et l'atmosphère. Cette différence de pression peut être causée par le changement de la pression barométrique, les gradients de température et les rafales de vent. D'autres phénomènes comme le changement de pression de l'air du sol lors de l'infiltration d'eau, ou la fluctuation de la nappe phréatique peuvent aussi influencer les déplacements d'air dans le sol. Malgré la possibilité d'un mouvement convectif dans le sol, il est admis par hypothèse que la diffusion est plus importante dans le sol que la

convection (Hillel, 1998). Cependant, la convection dans certaines circonstances peut significativement contribuer à l'aération du sol, particulièrement pour les sols peu profonds et dans les sols ayant de larges pores (Kimball and Lemon, 1971 ; Rolston, 1986). Le transport convectif des gaz dans le sol est régi par la loi de Darcy et ses versions modifiées (Hillel, 1998 ; Johnson et Ettinger, 1991 ; Waitz et al., 1996 ; Krylov et Fergusson, 1995) :

$$u = -(k/\mu)\nabla P \quad (1.11)$$

Où u est la vitesse, k est la perméabilité du sol, μ est la viscosité de l'air du sol et ∇P le gradient de pression motrice ($P=p+\rho g z$). Il faut noter que cette loi est valable pour un nombre de Reynolds faible, inférieur à une limite comprise entre 1 et 10 qui correspond à un régime d'écoulement purement laminaire dans les pores. Pour un Reynolds de 10 à 100, commence un régime de transition où les forces d'inertie ne sont plus négligeables et où la loi de Darcy ne s'applique plus (Mansily, 1981).

Des études ont été effectuées pour déterminer des lois dites de Darcy modifiées qui tiennent compte des forces d'inertie pour les sols très perméables (Hannoura et Barends, 1981 ; Bonnefous, 1992 ; Bonnefous et al., 1992). La relation non linéaire la plus utilisée est celle de Darcy-Forchheimer (Forchheimer, 1901 ; Bonnefous, 1992) :

$$\nabla P = -\frac{\mu}{k} u (1 + c|u|) \quad (1.12)$$

Où u est la vitesse d'écoulement, ∇P le gradient de pression, c est le coefficient de Forchheimer déterminé expérimentalement.

La perméabilité à l'air du sol peut se définir comme la facilité du sol à se faire traverser par un gaz du sol sous l'effet d'un gradient de pression. La perméabilité ne dépend que de la géométrie des pores. Plusieurs modèles ont été développés pour relier la perméabilité à la géométrie des pores d'un milieu poreux. L'un des modèles le plus utilisés pour relier la perméabilité aux propriétés des pores d'un milieu poreux est celui de Carman-Kozeny (Carman-Kozeny, 1939) :

$$k = \frac{\varepsilon^3}{s a_s^2 (1 - \varepsilon)^2} \quad (1.13)$$

Où ε est la porosité, a_s est la surface spécifique exposée au fluide, et s est une constante représentant le facteur forme de particules.

Pour une pression de gaz très faible la loi de Darcy n'est pas non plus applicable parce que le libre parcours moyen des molécules dépasse la dimension des pores. Le milieu ne peut plus être considéré comme continu et la mécanique des fluides classique ne s'applique pas : c'est l'effet Klinkenberg. La loi de Klinkenberg relie la perméabilité apparente k_{app} en fonction de la pression moyenne P_m .

$$k_{app} = k_{int} \left(1 + \frac{\alpha_{kl}}{P_m} \right) \quad (1.14)$$

Où k_{app} (m^2) est la perméabilité apparente, k_{int} (m^2) est la perméabilité intrinsèque et α_{kl} le coefficient de Klinkenberg, P_m est la pression moyenne. Dans les modèles de transport des polluants dans les bâtiments c'est la perméabilité effective qui est considérée, cette dernière tient compte de la teneur en eau dans les

milieux, elle est égale au produit d'une perméabilité intrinsèque k_{int} et d'une perméabilité relative k_r (Mayer et al., 1992) :

$$k_{eff} = k_r * k_{int} \quad (1.15)$$

La perméabilité relative est uniquement définie en fonction de la saturation tandis que la perméabilité intrinsèque est définie à partir de l'état mécanique du milieu (Grasberger et Meschke, 2000).

1.2.5 TRANSPORT CONVECTIF A L'INTERFACE SOL/BATIMENT

Le transport convectif à l'interface sol/ bâtiment est dû à la différence de pression entre l'air se trouvant dans le sol et l'intérieur du bâtiment. Quand la pression intérieure est plus faible que la pression intérieure dans le sol, les gaz du sol sont aspirés vers le bâtiment et y séjournent selon le taux de ventilation (Collignan et Millet, 1999 ; Arvela, 2001). Ces gaz entrent dans le bâtiment à travers les défauts d'étanchéité, les pores, les trous et les fissures (Patterson et Davis, 2009). L'écoulement à l'interface sol /bâtiment peut être estimé par la loi de Darcy (Krylov et Fergusson, 1998) :

$$u = - \frac{k_{eff}}{\mu} \frac{P_{ext} - P_{int}}{l} \quad (1.16)$$

Où P_{ext} est la pression au sol à l'extérieur du bâtiment, P_{int} la pression à l'intérieur du bâtiment et l la longueur du parcours moyen de l'air du sol depuis l'extérieur jusqu'à l'intérieur du bâtiment. La présence de fissures peut augmenter la perméabilité du matériau (béton, membrane, à l'interface sol/ bâtiment) et ainsi favoriser l'entrée des polluants gazeux dans les bâtiments. La perméabilité du plancher bas joue un rôle considérable, plus il est perméable, plus il favorise le transfert du polluant dans le bâtiment. Plusieurs modèles ont été développés pour prédire la perméabilité des bétons, Danyushevsky et Djabarov (Danyushevsky et Djabarov, 1973) sont parmi les premiers à proposer un modèle empirique reliant la porosité et la perméabilité des pâtes de ciments hydratés. Ils ont proposé la relation suivante :

$$k_{béton} = 1.82 \times 10^{-3} \times \varepsilon \times 4.75 \times R_m^2 \quad (1.17)$$

Où $k_{béton}$ est la perméabilité intrinsèque (m^2) de la pâte de ciment donnée, ε la porosité et R_m (m) le rayon moyen des pores obtenu par la technique d'intrusion de mercure. Constatant l'impossibilité de relier la perméabilité avec la porosité de la pâte de ciment, Nyame et Illstion (Nyame et Illstion, 1980) ont proposé l'équation suivante :

$$k_{béton} = 1.684 \times 10^{-22} \times R_m^{3.284} \quad (1.18)$$

Où $k_{béton}$ est la perméabilité intrinsèque de la pâte de ciment, R_m le rayon moyen des pores obtenu par la technique d'intrusion de mercure. Par ailleurs, Hadegaard et ses collègues (Hadegaard et al., 1992) ont proposé la relation suivante :

$$k_{béton} = 2.8 \cdot 10^{-10} \left(\frac{W}{C} \right)^5 \quad (1.19)$$

Où $\frac{W}{C}$ est le rapport de mélange eau/ciment. Cette équation n'est valable que pour des bétons préparés qu'avec le ciment. Pour les mélanges de béton, cette équation devient :

$$k_{\text{béton}} = \exp \left[-4.3 \left(\frac{C + 0.31 f_c}{W} + 4.0 \right) \right] \quad (1.20)$$

Où f_c représente la fraction de cendres volantes du mélange, C pour la fraction du ciment et W pour l'eau. Quelques modèles basés sur une approche plus physique du transport dans les milieux poreux ont été développés. Powers et al. (Powers et al., 1958) ont adapté la loi de Stokes au problème d'écoulement dans les pores du gel. Suite à une série d'hypothèses simplificatrices, ils ont proposé l'équation semi-empirique suivante pour prédire la perméabilité du béton :

$$k_{\text{béton}} = \frac{1.36 \cdot 10^{-10}}{\mu} \frac{(1 - V_F)^2}{V_F} \exp \left[- \left(\frac{1242}{T} + 0.7 \right) \left(\frac{V_F}{1 - V_F} \right) \right] \quad (1.21)$$

Où μ est la viscosité dynamique du fluide et V_F est la fraction volumique du matériau solide. L'équation (1.21) a été développée pour prédire l'écoulement à travers des pores fins de gel et ne peut pas être utilisée pour des matériaux ayant des pores capillaires.

Par ailleurs, la présence de fissures dans le plancher peut altérer significativement la perméabilité de la dalle. Plusieurs modèles ont été développés pour représenter la fissuration des bétons. Snow (Snow, 1969), partant de la théorie de Navier-Stokes, a trouvé pour une fissure formée de deux plans parallèles la relation suivante :

$$k_{\text{fiss}} = \frac{w^2}{12} \quad (1.22)$$

Où k_{fiss} est la perméabilité de la fissure, w est la taille de la fissure. Après Snow (Snow, 1969), Fauchet (Fauchet, 1991) a exprimé la perméabilité de la fissure comme suit :

$$k_{\text{fiss}} = \zeta \frac{w^2}{12} \quad (1.23)$$

Où ζ le facteur de réduction tient compte des défauts de la géométrie (la rugosité). Bazant (Bazant, 1987), a introduit un modèle qui tient compte de la discontinuité de la fissure ou l'ouverture de la fissure varie localement. Il a exprimé ainsi la perméabilité par :

$$k_{\text{fiss}} = \phi k_0 \quad (1.24)$$

Où ϕ est un coefficient qui décrit le changement de propriétés dû à la variation de l'ouverture de la fissure, k_0 est la perméabilité initiale de la fissure. Il s'exprime :

$$\phi = 1 + k_c \frac{w^3}{e_{\text{moy}}} \quad (1.25)$$

Où k_c est un coefficient qui est fonction de l'environnement de la fissure (relatif à l'humidité et aux propriétés du fluide, viscosité et densité) et e_{moy} est l'espace moyen entre les fissures. Carman et Kozeny (Carman, 1937) ont introduit le facteur de tortuosité, qui joue le même rôle que celui du facteur de réduction ζ . Ils ont écrit :

$$k_{\text{fiss}} = \frac{w^2}{12 t^2} \quad (1.26)$$

Avec t , tortuosité. La tortuosité peut s'écrire $t=L/L_a$ où, L est la longueur de la conduite poreuse le long de l'écoulement et L_a la longueur apparente. Puisque $L>L_a$, la tortuosité t est plus grande que 1.

Picandet (Picandet, 2001) a montré que la perméabilité résiduelle au gaz du béton augmente de façon exponentielle avec l'endommagement. Cet endommagement est induit par la compression uni-axiale dans la phase de microfissuration diffuse du béton. La perméabilité d'un échantillon béton est donné par :

$$k_{\text{béton}} = k_0 \exp[(aD)^b] \quad (1.27)$$

Où D est l'endommagement ($0 \leq D \leq 1$), l'endommagement se définit en général comme le rapport entre l'aire créée par des microfissures et l'aire totale d'une section donnée de l'élément de volume repérée par sa normale $\vec{n}$, k_0 représente la perméabilité initiale, les coefficients a et b sont ajustés expérimentalement respectivement à 11,3 et 1,64 par l'auteur.

Par ailleurs, plusieurs études ont été effectuées sur l'estimation des débits d'air dans les fissures. Généralement le débit de fuite dans une macro-fissure est estimé par (Boussa, 2000) :

$$Q_{\text{fiss}} = \xi Q_{\text{Poiseuille}} \quad (1.28)$$

$Q_{\text{poiseuille}}$ est le débit du fluide en régime laminaire entre deux plans parallèles, lisses et infinis. ξ est un coefficient de réduction qui tient compte de la tortuosité de la fissure et la rugosité des parois des fissures. Toute la difficulté dans la prédiction du débit passant par une fissure réside donc dans la détermination de ce coefficient. Boussa (Boussa, 2000) a comparé différents résultats expérimentaux de la littérature concernant la détermination du débit de fuite à travers une fissure (Suzuki et al, 1992 ; Greiner et Ramm, 1995 ; Mivelaz, 1996).

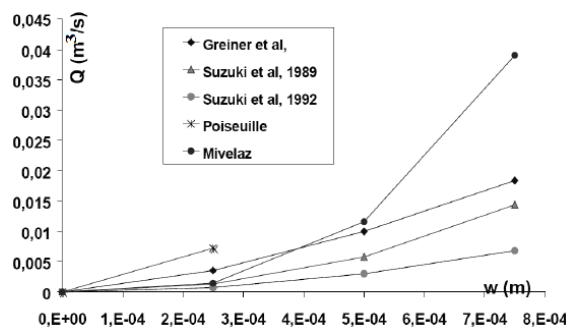


Figure 1.5 : Évolution du débit (par mètre linéaire) en fonction de l'ouverture de fissure (Boussa, 2000)

Cette comparaison montre que les évolutions du débit de fuite prédites par les lois empiriques obtenues à partir des essais présentent une grande dispersion. Les domaines d'application de ces formules (bornées par les conditions d'essai) ne sont pas concordants. Le coefficient de réduction ξ varie selon les auteurs de 0,1 à 0,5 (Boussa, 2000).

Dans leurs études, Nielson et al. (Nielson et al., 1997) ont aussi trouvé que les fissures, les passages de tuyaux abîmés, les joints de reprises, les blocs de maçonnerie, les dalles en traction, compte tenu de leurs perméabilités élevées favorisent le transport convectif des gaz du sol (radon) dans les bâtiments. Par contre, les dalles uniformes, les passages de tuyau non abîmés et les fissures fermées, vu leurs perméabilités faibles, ne favorisent pas le transport convectif. Le tableau 1.2 suivant présente quelques valeurs de perméabilités de dalles testées :

Dalle testée	Taille effective de la fissure (m)	Perméabilité intrinsèque (m ²)
Dalle uniforme	-	1.0 10 ⁻¹⁶
Trou calfeutré en haut	-	1.0 10 ⁻¹⁶
Passage de tuyau non perturbé	-	1.0 10 ⁻¹⁶
Bloc de maçonnerie dans la dalle	2.4 10 ⁻⁵	4.8 10 ⁻¹¹
Barres de tensions passives contenant des fissures	1.6 10 ⁻³	2.1 10 ⁻⁷
Tuyau poncé	2.5 10 ⁻⁴	5.2 10 ⁻⁹
Passage de tuyau perturbé	2.0 10 ⁻⁷	3.3 10 ⁻¹⁵
Joints de prise	1.8 10 ⁻⁴	2.7 10 ⁻⁹

Tableau 1.2 : mesures de perméabilité par Nielson et al. (Nielson et al., 1997)

Les perméabilités de plusieurs bétons neufs selon leur qualité ont été reportées par Deniaré (2003) :

Qualité	Perméabilité intrinsèque (m ²) (Moy)	Porosité
Très bonne	1.0 10 ⁻¹⁹ -1.0 10 ⁻¹⁸ (5.5 10 ⁻¹⁹)	0.002-0.01
Bonne	1.0 10 ⁻¹⁸ -1.0 10 ⁻¹⁷ (5.5 10 ⁻¹⁸)	0.01-0.02
Moyenne	1.0 10 ⁻¹⁷ -1.0 10 ⁻¹⁶ (5.5 10 ⁻¹⁷)	0.02-0.07
Mauvaise	1.0 10 ⁻¹⁶ -1.0 10 ⁻¹⁴ (5.05 10 ⁻¹⁵)	0.07-0.2

Tableau 1.3 : perméabilités de divers bétons sains par Deniaré (Deniaré, 2003).

Des valeurs de perméabilités calculées pour différentes qualités de dalle de béton (plus ou moins fissurées) ont été définies dans le modèle Volasoil (Waitz et al., 1996) : bon plancher (2 10⁻¹⁹ m²), normal (2 10⁻¹¹ m²), mauvais (2.10⁻⁹ m²). Ces valeurs correspondent aux valeurs pour des dalles de bétons fissurées. Pour un plancher en bois et un béton fissuré, ils ont trouvé 8 10⁻⁹ m² (très mauvais), et pour une dalle uniforme 2.10⁻¹⁵ m² (très bon).

Ces valeurs permettent d'avoir une idée sur l'ordre de grandeur de la perméabilité des bétons qui sera utilisée dans les chapitres suivants.

1.2.6 INFLUENCE RELATIVE DES TRANSFERTS CONVECTIF ET DIFFUSIF DANS LES BATIMENTS

Dans la littérature, dans le domaine du transport du radon dans les bâtiments, quelques études ont été effectuées concernant le poids relatif des phénomènes de convection et diffusion à proximité des fondations. Jiranek (Jiranek, 2000), dans une étude numérique (2-D) a étudié le poids relatif de ces deux phénomènes. Cette étude a été réalisée pour un bâtiment avec un dallage indépendant et possédant en plus de la fissure périphérique, une fissure au centre de la dalle. Cette étude a montré que pour des perméabilités du sol inférieures à 10⁻¹² m², le transport diffusif est prédominant, pour des perméabilités de sol comprises entre 10⁻¹² m² et 10⁻¹¹ m², la diffusion et la convection sont équivalentes ; et pour des perméabilités supérieures à 10⁻¹¹ m², le transport convectif est dominant. Il est important de noter que cette étude ne tient pas compte des phénomènes de transport dans la dalle supposée imperméable. Ces résultats vont dans le sens de ceux trouvés par Loureiro et al. (Loureiro et al., 1990). À travers une étude

numérique (3-D) pour une cave avec un dallage indépendant, Loureiro et al. ont montré que pour des perméabilités du sol inférieures à 10^{-12} m^2 , le transport est dominé par la diffusion et la concentration intérieure varie peu avec la perméabilité du sol. Par contre, pour des perméabilités du sol supérieures à 10^{-12} m^2 , la concentration intérieure est très sensible à la perméabilité du sol. Adomait (Adomait, 1992) aussi a trouvé la même conclusion.

En ce qui concerne le transport des substances volatiles dans les bâtiments, Yao et al. (Yao et al, 2012), dans leur étude numérique (3-D) ont trouvé que c'est la diffusion qui détermine le profil de concentration des polluants sous le bâtiment. En comparant leurs résultats numériques avec ceux d'Abreu et Johnson (Abreu et Johnson, 2005), ils ont conclu que le transport diffusif est le phénomène prépondérant à proximité des fondations.

1.3 PARAMETRES D'INFLUENCE DU TRANSFERT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES BATIMENTS

Le transport des polluants gazeux du sol dans les bâtiments peut être influencé par plusieurs paramètres dans le sol, à l'interface sol/bâtiment et dans le bâtiment.

1.3.1 INFLUENCE DES FORCES NATURELLES

L'un des facteurs principaux favorisant le transport des polluants dans le bâtiment est la dépression du bâtiment ; le vent et le tirage thermique peuvent significativement affecter cette dépression et ainsi affecter le transport des polluants du sol dans les bâtiments.

1.3.1.1 INFLUENCE DU VENT

La particularité de l'influence du vent sur le transport des polluants gazeux du sol dans les bâtiments est, d'engendrer une dépression du bâtiment et d'altérer le champ de pression du sol l'avoisinant. Ce champ de pression altéré impacte les débits d'air, et modifie ainsi la distribution de concentration de gaz dans le sol environnant le bâtiment (Riley, 1996).

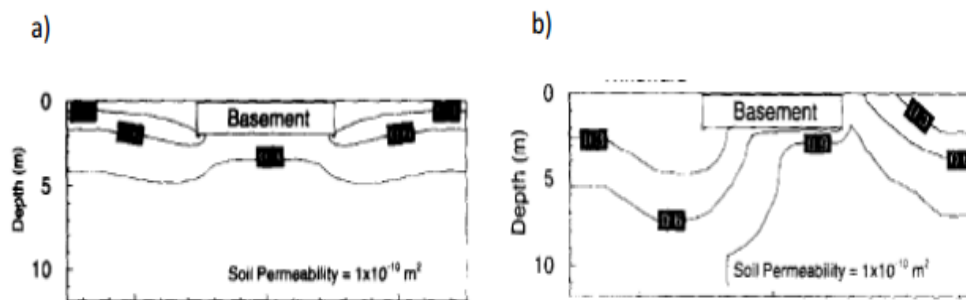


Figure 1.6 : Concentration du radon dans le sol pour une perméabilité de 10^{-10} m^2 a) sans vent, b) avec vent=8.3 m/s (Riley, 1996)

Plusieurs auteurs ont essayé de trouver une corrélation entre la concentration à l'intérieur du bâtiment et la vitesse du vent (Riley, 1996). Les résultats expérimentaux de Turk et al. (Turk et al., 1990) sur une maison individuelle ont montré une forte corrélation inverse entre la vitesse du vent et la concentration intérieure. Pour expliquer ce comportement, ils ont émis l'hypothèse que quand le vent ventile le sol environnant le bâtiment, il réduit la quantité de gaz du sol (Radon) disponible pour entrer dans le bâtiment.

Ward et al. (Ward et al., 1992) dans leur étude expérimentale ont observé une corrélation entre la vitesse du vent et la différence de pression entre l'intérieur du bâtiment et le gaz du sol. Cependant, leur structure expérimentale n'était pas géométriquement représentative d'une maison réelle.

Sherman (Sherman, 1992a) a développé un modèle simplifié d'une maison pour quantifier l'effet de plusieurs facteurs dont l'influence du vent sur le taux d'entrée du radon dans les bâtiments. Il a assumé que le vent ne réduit pas le gaz du sol mais augmente le taux de ventilation et la dépression du bâtiment. Il a conclu que le tirage thermique a plus d'influence sur l'entrée du radon que l'effet du vent. L'étude numérique effectuée par Riley et ses collègues (Riley et al., 1996) a montré que le vent a un effet significatif sur la concentration intérieure dans le bâtiment. Ils ont trouvé qu'en absence de vent, le flux d'entrée du radon et la concentration intérieure augmentent d'un même ordre de grandeur que l'augmentation de la perméabilité du sol de 10^{-8} à 10^{-11} m^2 . Toutefois, l'inclusion des effets du vent, réduit le flux d'entrée du radon par rapport au cas précédent d'un facteur allant de 3 pour une perméabilité de 10^{-11} m^2 à un facteur 1000 pour une perméabilité du sol de 10^{-8} m^2 . Ces résultats montrent que quand une maison est exposée au vent, le flux d'entrée du radon tend à diminuer fortement quand la perméabilité du sol est élevée. La prise en compte seulement de l'augmentation de la dépression et du taux de ventilation est insuffisante pour tenir compte de l'effet du vent. L'effet du vent sur le sol environnant le bâtiment doit être pris en compte. Les études effectuées par Keskikuru (Keskikuru, 2001) ont montré que le vent, ainsi que le lieu d'implantation du bâtiment et sa typologie peuvent affecter significativement la concentration des gaz du sol dans les bâtiments. Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1988) ont proposé une relation exprimant la dépression du bâtiment engendrée par le vent :

$$\Delta P = c_i \left(\rho \frac{U^2}{2} \right) \quad (1.29)$$

Où U est la vitesse moyenne du vent, c_i est le coefficient de pression intérieur réduit. c_i est exprimé comme suit (Sherman, 1980):

$$c_i = \psi f_t^2 \quad (1.30)$$

ψ est le coefficient de la pression intérieure (adimensionnelle) et f_t est le facteur de terrain (Sherman, 1980). La vitesse du vent peut être exprimée par (Brunt, 1952 ; Krylov et Fergusson, 1998):

$$U(h) = U_0 \left(\frac{h}{h_0} \right)^\gamma \quad (1.31)$$

Où h_0 est la hauteur de référence (généralement, $h_0=10\text{m}$) et U_0 est la vitesse du vent à $h=h_0$; γ est un coefficient caractéristique du site qui prend les valeurs de: 0.17 (terrain plat exposé), 0.2 (région rurale avec des brise-vent dispersés), 0.25 (milieu urbain) ou 0.33 (centre-ville).

1.3.1.2 INFLUENCE DU TIRAGE THERMIQUE

Le tirage thermique peut affecter l'entrée du radon dans les bâtiments (Nazaroff, 1988). Pendant l'hiver, l'air chaud intérieur, plus léger que l'air froid, a tendance à monter dans le bâtiment, ce mouvement ascendant de l'air entraîne une dépression de la partie inférieure du bâtiment par rapport à son environnement et par conséquent favorise le transfert des polluants gazeux du sol dans le bâtiment. Le fonctionnement des appareils de combustion (chaudière à gaz, eau chaude sanitaire, cheminée à foyer ouvert) contribue également à accentuer le tirage thermique (Collignan, 2008). Le tirage thermique peut être exprimé par la relation 1.32 (Sherman, 1992 ; Mowris et Fisk, 1992) :

$$\Delta P = -\rho g \frac{\Delta T}{T_{\text{int}} + 273} (z - z_n) \quad (1.32)$$

Où ΔP est la différence de pression due au tirage thermique, ΔT est la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment, T_{int} est la température intérieure moyenne du bâtiment, z est la hauteur du bâtiment et z_n la hauteur du plan neutre. Le plan neutre est la hauteur à laquelle la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur est nulle. Quelques mesures expérimentales de différences de pression intérieure/extérieure pour différentes typologies de bâtiments sont reportées dans le tableau 1.4 :

Typologie	Différence de pression (Pa)			Référence
	Min	Max	Moy	
Vide sanitaire				
Extérieur /vide sanitaire	-0.54	1.92	0.33	Jansen et al.(1998)
	-	-	4	Put and Meijer (1989)
	0	1	0.5	Aldenkamp et al.(1994)
Bâtiment avec mur enterré (cave)				
Extérieur/intérieur du bâtiment	0.6	4.3	2.3	Nazaroff et al.(1985)
	-	-	2-6	Garbegi et al.(1993)
	0.45	9.7		Olson et Corsi (2001)
Dallage sur terre-plein				
Extérieur /sous la dalle	-3	5	-	Hintenlang et al.(1992)
Extérieur/sol (à -1.7 m sous la dalle)	-1	2.5		Robinson and Sextro (1995a)
Valeur par défaut US EPA Extérieur/intérieur du bâtiment	-	-	4	US EPA (2004)

Tableau 1.4 : Quelques valeurs de différences de pression pour différentes typologies

1.3.2 INFLUENCE DE LA PERMEABILITE A L'AIR DU SOL

La perméabilité du sol affecte fortement le transport convectif du sol ; le flux convectif augmente avec la perméabilité du sol (Nazaroff, 1988 ; Rikken et al., 2001). Dans le cas du transport du radon dans les bâtiments, le transport convectif est dominant pour des perméabilités du sol inférieures à 10^{-11} m^2 (Nazaroff et Sextro, 1989). Ces prédictions vont dans le sens des résultats numériques obtenus par Loureiro et ses collègues (Loureiro et al., 1990) et Jiranek (Jiranek, 2000).

L'hétérogénéité des sols à proximité des fondations peut aussi influencer le transport dans les bâtiments. En effet, les sols de surface sont peu susceptibles d'être homogènes, les racines végétales, les insectes et les terriers d'animaux, les changements temporels de l'humidité et de la température peuvent induire des voies préférentielles d'écoulement qui augmentent la perméabilité effective (Nazaroff, 2003).

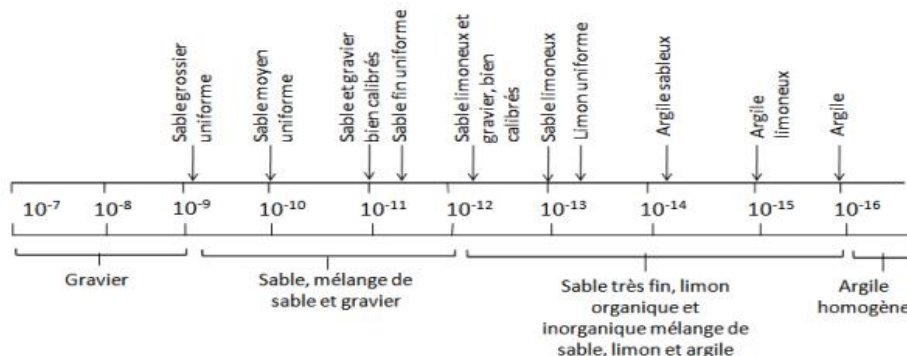


Figure 1.7 : Perméabilités des sols en m^2 (Nazaroff, 1992 ; Abdelouhab, 2011)

Généralement les sols ayant de larges grains possèdent de fortes perméabilités en raison de leurs larges pores (Nazaroff, 1992), ce qui favorise donc le transport convectif dans le sol. Généralement les perméabilités du sol près des fondations sont comprises entre 10^{-14} m^2 et 10^{-10} m^2 (Sextro, 1987 ; Nazaroff et Sextro, 1989).

1.3.3 INFLUENCE DE LA PERMEABILITE DU LIT DE GRAVIER SOUS LE PLANCHER DES FONDATIONS

Dans la pratique de la construction, une couche de gravier est généralement mise en place pour éviter le contact entre le sol humide et le plancher bas. Revzan et Fisk (Revzan et Fisk, 1992), dans le cas du transport du radon dans les bâtiments, ont numériquement étudié l'impact d'une couche de gravier sous le plancher bas sur l'entrée du radon dans les bâtiments. Leur étude a montré que la présence de gravier conduit à une augmentation d'un facteur de 5 du taux d'infiltration du radon dans les bâtiments. Andersen (Andersen, 1992) a aussi numériquement étudié l'impact de la couche de gravier sous le plancher bas. Il a conclu que la présence de gravier conduit à une augmentation des taux d'entrée de gaz dans le bâtiment d'un facteur de 2,3 à 2,5 et que la couche de gravier a moins d'impact si la perméabilité du sol est élevée. Robinson et Sextro (Robinson et Sextro, 1995), à travers une étude expérimentale, ont montré que la présence d'une couche de gravier sous la dalle affecte de manière significative le taux d'entrée du radon dans les bâtiments. Ils ont aussi trouvé que le débit d'air est quatre fois plus élevé pour la structure avec un lit de gravier comparée à la structure sans lit de gravier sous le plancher bas.

1.3.4 INFLUENCE DE L'HUMIDITE DU SOL

La variation de l'humidité du sol peut affecter la porosité et donc la perméabilité du sol. Dans la zone insaturée du sol, les pores peuvent partiellement être occupés par de l'air et de l'eau. Dans la zone saturée tous les pores sont occupés par de l'eau.

La variation d'humidité peut également affecter la diffusion des polluants dans la zone insaturée (Figure 1.8), surtout pour les polluants ayant une constante de Henry faible. La présence d'une petite épaisseur de couche de sol ayant un coefficient de diffusion faible entraîne la réduction du flux diffusif de plusieurs ordres de grandeurs (Fisher et al., 1996; Bozkurt et al., 2009). La figure suivante montre l'influence de l'humidité et du type de sol sur le coefficient de diffusion effectif.

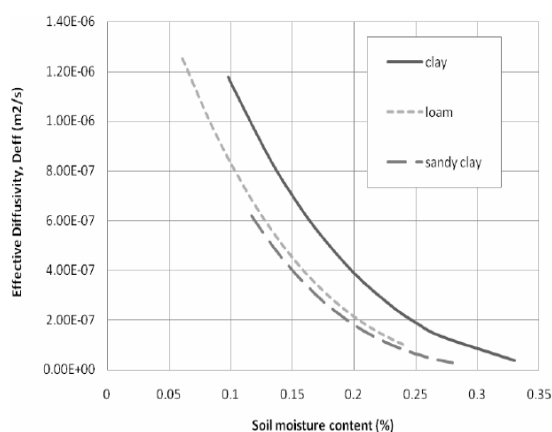


Figure 1.8 : Influence de l'humidité du sol selon le type de sol (Bozkurt, 2009)

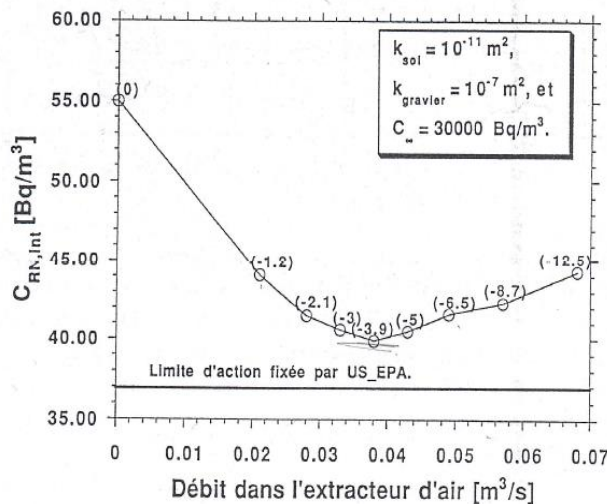
1.3.5 INFLUENCE DES SYSTEMES DE VENTILATION

Le flux de polluant entrant dans le bâtiment peut être influencé par le type de système de ventilation utilisé dans le bâtiment (ventilation par extraction, ventilation par insufflation, ventilation double flux, ventilation naturelle).

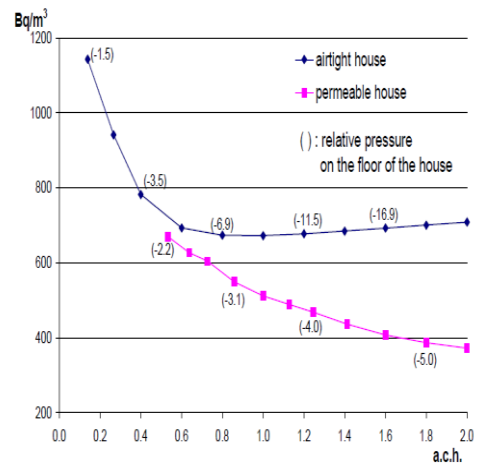
1.3.5.1 INFLUENCE DES SYSTEMES DE VENTILATION PAR EXTRACTION

Plus la ventilation augmente, plus la concentration des contaminants est diluée, mais la demande énergétique sera plus grande (Lajoie et al, 2000). Pour un flux donné de polluant entrant dans le bâtiment, la concentration de l'air intérieur est inversement proportionnelle au débit de ventilation (Nazaroff, 2003 ; Sherman, 1980). L'étude de Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1992) a montré que la ventilation par extraction est appropriée pour des caves (bâtiments) ayant un sol environnant imperméable ($k_{\text{sol}} < 10^{-12} \text{ m}^2$). Si les perméabilités du sol sont comprises entre 10^{-12} m^2 et 10^{-10} m^2 , la ventilation par extraction peut augmenter considérablement le flux d'entrée du gaz (Radon) du sol dans le bâtiment. De plus, si elles sont supérieures à 10^{-10} m^2 , ils ont conclu que la ventilation par extraction est inappropriée, à moins que quelques actions soient mises en œuvre pour bloquer l'entrée du gaz.

Les systèmes de ventilation par extraction ne doivent pas être utilisés pour augmenter le renouvellement d'air afin de réduire la concentration du polluant si des entrées d'air ne sont pas ajoutées (Collignan, 2008). La ventilation par extraction mécanique peut en effet avoir deux conséquences antinomiques. Si on augmente le débit mécanique extrait, d'une part, cela entraîne une augmentation de la dilution d'un polluant présent dans l'air intérieur et donc une diminution de sa concentration. D'autre part, en fonction du niveau de perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment, cela augmente également le niveau de dépression du bâtiment et donc l'intensité du transfert du polluant gazeux du sol. Ainsi, si la dépression du bâtiment engendrée par l'extraction d'air est faible, le système de ventilation par extraction peut favoriser la dilution du polluant dans le bâtiment par l'augmentation du renouvellement d'air. Par contre si la dépression engendrée est importante, l'extraction mécanique augmente la concentration du radon dans le bâtiment par accentuation du terme source (Figure 1.9 a, Figure 1.9 b). Aussi, l'efficacité de la dilution d'un polluant par augmentation du débit d'air mécanique extrait dans le bâtiment, dépendra du niveau de débit extrait et de la dépression générée au regard de la perméabilité à l'air du bâtiment (Bonnefous, 1992 ; Collignan et Millet, 1999).



a



b

Figure 1.9 : impact de l'augmentation du renouvellement d'air du bâtiment par extraction mécanique sur la concentration en radon et le niveau de dépression dans le bâtiment
a) travaux numériques de Bonnefous (Bonnefous, 1992) b) travaux numériques de Collignan et al. (Collignan et al., 1999)

1.3.5.2 INFLUENCE DES SYSTEMES DE VENTILATION PAR INSUFFLATION

La ventilation par insufflation à l'avantage de bloquer les flux venant du sol parce qu'elle met le plancher bas en suppression. Par contre elle peut exacerber des risques de condensation en façade en entraînant la dégradation de la structure du bâtiment (Collignan, 2008).

1.3.5.3 INFLUENCE DES SYSTEMES DE VENTILATION DOUBLE FLUX

La ventilation double flux permet à la fois de diluer la concentration du polluant sans augmenter son entrée. Si la ventilation est en équilibre, la dépression du plancher bas n'augmente pas, par contre si elle est en déséquilibre, elle peut entraîner des dépressions locales et ainsi favoriser l'entrée du polluant (Collignan, 2008).

1.3.5.4 INFLUENCE DE LA VENTILATION NATURELLE

La ventilation naturelle par les ouvrants, portes et fenêtres ou les composants d'entrée et sortie d'air peuvent diluer la concentration du polluant dans les bâtiments. Son efficacité dépend des conditions climatiques (vent, tirage thermique). Dans le cas d'ouverture de fenêtres, le confort de l'occupant est diminué et l'efficacité est tributaire de son comportement (Collignan, 2008).

1.3.6 INFLUENCE DES VARIATIONS TRANSITOIRES

L'étude expérimentale de Robinson et Sextro (Robinson et Sextro, 1997) sur l'effet des fluctuations de pression atmosphérique sur le transport du radon dans les bâtiments a montré, qu'avec une différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment faible ou nulle, les fluctuations de pression contribuent à l'augmentation du flux d'entrée du radon et peuvent potentiellement doubler la concentration du radon. Cette contribution est approximativement du même ordre de grandeur que la contribution de la diffusion. Cependant, ces variations transitoires ne causent pas à long terme de concentrations élevées de radon dans les bâtiments. Massman et Farrier (Massman et Farrier, 1992) ont modélisé les fluctuations de pression dans la zone insaturée du sol, ils ont trouvé que les fluctuations peuvent pénétrer de plusieurs mètres dans le sol, dans les deux directions verticales et horizontales. L'étude numérique de Yao et ses collègues (Yao et al., 2013) a montré que le transport de substances volatiles dans les bâtiments peut être significativement affecté par les fluctuations de pression. Pour des perméabilités du sol faibles, cette influence est modeste, par contre pour des perméabilités du sol élevées, le taux d'entrée du gaz dans les bâtiments peut être deux fois supérieur à celui obtenu à l'état stationnaire.

1.3.7 INFLUENCE DES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DU SOUBASSEMENT

La typologie du soubassement (dallage indépendant, vide sanitaire, dalle portée,..) peut avoir de l'influence sur la quantité de polluant entrant dans le bâtiment (Diallo et al., 2013). En général, une construction avec un dallage sur terre-plein (dallage indépendant ou dalle portée) tend à avoir une concentration intérieure en radon plus importante qu'une construction avec une cave ou un vide sanitaire parce que, premièrement le volume tampon est plus important pour les constructions avec une cave ou un vide sanitaire, et deuxièmement parce que les mouvements d'air internes peuvent être différents pour les deux types de construction (Andersen, 1992). Particulièrement, pour un dallage indépendant, la taille de la fissure périphérique peut avoir un impact sur le débit d'air convectif entrant dans le bâtiment (Figure 1.10). Pour des perméabilités du sol élevées $k_{sol} > 10^{-12} \text{ m}^2$, l'impact de la taille de la fissure sur le débit d'air entrant dans le bâtiment apparaît, pour $k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$ le débit d'air n'est pas sensible à la taille de la fissure (Mowris et Fisk, 1988 ; Abreu et Johnson, 2005 ; Bozkurt, 2009 ; Abdelouhab, 2011).

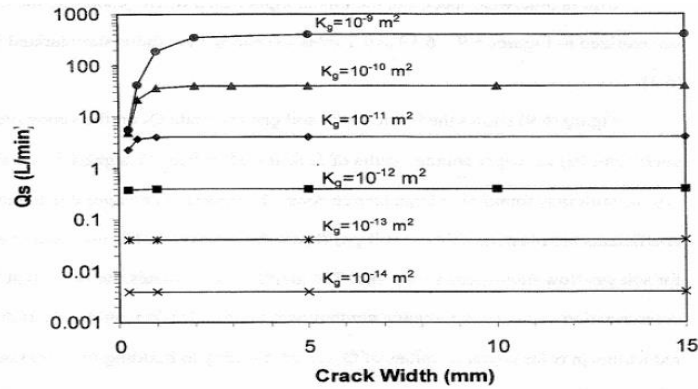


Figure 1.10 : Évolution du débit d'air en fonction de la perméabilité du sol et de la taille de la fissure périphérique pour un dallage indépendant (Bozkurt, 2009).

1.3.8 INFLUENCE DE LA PROFONDEUR DU MUR DE FONDATION

Le mur de fondation du soubassement peut avoir de l'effet sur le transport du radon dans le bâtiment parce que ce mur bloque en partie le flux d'air venant de l'extérieur. Le débit d'air entrant dans le bâtiment augmente avec la diminution de la profondeur du mur de fondation (Andersen, 1992). Par exemple pour un sol de perméabilité 10^{-11} m^2 , le débit d'air augmente de 20 % quand la profondeur du mur de fondation passe de 90 cm à 30 cm (Andersen, 1992). En France (Figure 1.11), cette profondeur qu'on appelle profondeur hors gel, distance la plus courte qui sépare le bas des fondations de la surface du sol, se situe entre 60 et 90 cm suivant les régions et la nature du sol. Elle doit être respectée pour protéger les fondations des risques de gonflement de terrain.

- gel faible : (2a)
- gel faible ou modéré : (2a) ou (2b₁) suivant l'altitude
- gel modéré : (2b₁)
- gel modéré ou sévère : (2b₁) ou (2b₂) suivant l'altitude
- gel sévère : (2b₂)
- station météorologique exploitée



a

Zones de gel	Conditions	Profondeur hors gel
Zone 2a	gel faible	50 cm
Zone 2a ou 2b1	gel faible ou modéré	60 cm
Zone 2b1	gel modéré	70 cm
Zone 2b1 ou 2b2	gel modéré ou sévère	80 cm
Zone 2b2	gel sévère	≥ 90 cm

b

Figure 1.11 : a) carte de France des zones de gel b) profondeur de fondation recommandée en France (Renaud, 2010)

1.3.9 INFLUENCE DES MURS ENTERRES

Pour des bâtiments avec des murs enterrés, l'étude expérimentale effectuée par Garbesi et Sextro (Garbesi et Sextro, 1989) a montré que la non prise en compte des débits d'air traversant les murs enterrés perméables pourrait sous-estimer le flux convectif de contaminant entrant dans le bâtiment.

1.4 MODELISATION DU TRANSPORT DES POLLUANTS GAZEUX DANS LE BATIMENT

Dans le but d'évaluer les risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol, plusieurs modèles ont été développés depuis les années 1980 (Nazaroff, 1985 ; Nazaroff, 1988 ; Johnson et Ettinger, 1991; Little et al., 1992 ; Gadjil, 1992 ; Yao et al., 2012). La principale utilité de ces modèles est d'estimer la concentration des polluants dans les environnements intérieurs afin d'évaluer les risques sanitaires. L'estimation de cette concentration est indispensable pour évaluer ces risques. L'utilisation des modèles, qui permet d'estimer à moindre coût et à court terme le risque de pollution afin d'engager éventuellement des mesures préventives ou correctives, est ainsi apparue comme une alternative aux mesures in situ. Malgré leur intérêt, les modèles peuvent cependant présenter certaines limites car il est difficile d'avoir tous les facteurs environnementaux (géologie, propriétés physico-chimiques des milieux,...) caractérisant chaque cas de pollution qui varie de site en site (Yao et al., 2013). Ainsi, un bon équilibre entre modélisation et mesures est souvent souhaité.

Deux types de modèles ont été développés, les modèles numériques et les modèles analytiques. Les modèles numériques permettent d'étudier finement des scénarii de pollution complexe, l'effet des processus physiques, chimiques ou biologiques variés (Pennel et al., 2009b). Par contre leur utilisation n'est pas attractive pour une évaluation rapide des risques sanitaires (Yao et al., 2013). Les modèles analytiques sont plus attractifs que les modèles numériques en terme de rapidité d'évaluation des risques, mais ils captent parfois mal les phénomènes en jeu et ont tendance à être conservatifs (Tillmann et Weaver, 2005; Provoost et al., 2010).

Dans les paragraphes suivants, nous présentons les principaux modèles utilisés aujourd'hui dans l'évaluation des risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol. Nous distinguerons ceux développés pour le transport du radon dans les bâtiments et ceux développés pour les substances volatiles.

1.4.1 MODELES D'ENTREE DU RADON DANS LES BATIMENTS

Modèles analytiques : Pour estimer le taux d'entrée du radon dans un bâtiment, Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1988) ont supposé que tout le radon provenant du sol entre dans le bâtiment dépressurisé via une fissure périphérique entre la dalle du bâtiment et le mur de fondation (Dallage indépendant). Ainsi, ils ont modélisé le flux de radon entrant dans le bâtiment à l'aide d'une analogie avec la conduction de la chaleur. Ce modèle a permis d'étudier l'impact de la résistance de la fissure périphérique et de la ventilation mécanique par extraction sur l'entrée du radon dans le bâtiment. Nazaroff (Nazaroff, 1988) et Nazaroff et Sextro (Nazaroff et Sextro, 1989) ont utilisé la même approche pour quantifier le taux de radon entrant dans le bâtiment. Ils ont, quant à eux, utilisé l'analogie électrique (équivalente à l'analogie thermique) et ont supposé que le flux de polluant entrant dans le bâtiment est similaire à un flux électrique allant d'un milieu semi-infini (le sol extérieur) et entrant dans une cavité cylindrique. Ces modèles seront plus explicités ci-dessous.

Modèles numériques : À l'aide de la méthode des différences finies, Loureiro et al. (Loureiro et al., 1990) ont développé un modèle en 3-D stationnaire pour évaluer le transport combiné convectif et diffusif du radon dans une cave. Dans ce modèle, le polluant entre dans la cave à travers une fissure périphérique située entre une dalle imperméable et le mur de fondation. Le sol est supposé homogène et

d'humidité constante. Ce modèle a permis de montrer que les variables significatives affectant le flux d'entrée du radon dans le bâtiment sont : la perméabilité du sol et la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment. Il a permis aussi d'étudier l'importance relative de la convection et de la diffusion du radon. Ils ont trouvé pour leur scénario d'étude, que pour des perméabilités du sol supérieures à 10^{-12} m^2 , la convection est le phénomène dominant et pour des perméabilités supérieures, la diffusion devient prépondérante.

Le travail de Loureiro et ses collègues a été poursuivi par Revzan et ses collègues (Revzan et al., 1991; Revzan et Fisk, 1992; Revzan et al., 1993). Ces derniers ont trouvé que la présence d'une température non uniforme dans le sol autour d'un bâtiment chauffé pouvait augmenter de 40 % le flux d'entrée du radon dans le bâtiment. Ils ont aussi montré que la présence d'un gravier sous le plancher bas peut augmenter jusqu'à un facteur de 5 le flux d'entrée du radon. Ce travail a été validé expérimentalement par Robinson et Sextro (Robinson et Sextro, 1995). Ce modèle a été aussi utilisé par Robinson (Robinson, 1997) pour étudier les effets des fluctuations de pression sur le débit d'entrée du radon.

Sur la base des travaux de Loureiro et de ses collègues, Andersen (Andersen, 1992) a développé un modèle 2-D stationnaire du transport convectif et diffusif pour étudier les paramètres physiques du sol impactant le taux d'entrée du radon dans le bâtiment. Il a trouvé que pour une fissure périphérique de 3 mm, le flux d'entrée du radon dépend principalement de la perméabilité du sol et d'autres facteurs tels que la dépression du bâtiment et la présence d'un lit de gravier sous la dalle. Par ailleurs, il a développé un modèle instationnaire pour étudier l'entrée du radon due aux forces motrices instationnaires (l'effet du vent et du tirage thermique), il a validé ce modèle avec des expériences réalisées au LBL (Lawrence Berkeley Laboratory).

1.4.2 MODELES D'ENTREE DES SUBSTANCES VOLATILES DANS LES BATIMENTS

Concernant le transport des substances volatiles dans les bâtiments, on distingue généralement deux types de modèles selon qu'ils tiennent compte ou pas de la biodégradation (décomposition des matières organiques par les micro-organismes (bactéries, algues,...)). Dans cette thèse, la biodégradation ne sera pas abordée. Plusieurs études ont montré que la biodégradation des composés organiques volatils peut jouer un rôle important sur l'atténuation de la concentration de polluants sous le bâtiment (Hers et al., 1998 ; Lahvis et al., 1999 ; Fisher et al., 1996 ; Ostendor et Kampbell, 1991 ; Patterson et Davis, 2009 ; Luo et al., 2009), mais aujourd'hui, ce mécanisme n'est pas bien compris et il n'existe pas un accord sur la prise en compte de ces phénomènes dans les modèles (Yao et al., 2013).

- **Modèles analytiques** : plusieurs modèles analytiques ont été développés pour quantifier le transport de substances volatiles dans les bâtiments. Les principaux sont :

Modèle Johnson et Ettinger (1991) : ce modèle stationnaire reste aujourd'hui le plus utilisé (Proovost et al., 2010). Il suppose la diffusion pure unidimensionnelle dans le sol jusqu'à la proximité des fondations et un transport combiné de convection-diffusion unidimensionnelle dans la fissure périphérique du plancher bas et les murs perméables ; la concentration du polluant est supposée uniformément repartie dans le bâtiment. Les auteurs ont étendu leur modèle à des sources finies de pollution, c'est-à-dire qui peuvent diminuer en fonction du temps, parce qu'une source de pollution infinie peut surestimer le risque pour des expositions à long terme. Ce modèle sera explicité ci-dessous.

Little et al. (1992) : Ce modèle est basé sur la solution analytique en instationnaire de la deuxième loi de Fick pour un flux allant d'une surface plane et entrant dans une demi-sphère. Cette solution a été adaptée pour simuler deux scénarii : une source de polluant de dimension infinie située à une certaine distance au-dessous du bâtiment et une source latérale de taille semi-finie située à une certaine distance du bâtiment.

Csoil (Van den Berg, 1994) : le modèle Csoil stationnaire ne prend en compte que la diffusion unidimensionnelle dans le sol. Plus tard, ce modèle a été amélioré pour prendre en compte la convection dans le sol occasionnée par la différence de pression entre l'intérieur d'un vide sanitaire et le sol (Volasoil, 1996). En 2008, le modèle Volasoil a été amélioré par la prise en compte de plusieurs typologies de soubassement (dalle portée et dallage indépendant, cave) (Bakker et al., 2008). Dans la suite, on appellera ce modèle amélioré du « Volasoil amélioré ».

Yao et al. (2012) : en utilisant la transformation conforme de Christoffel-Schwarz, ces auteurs ont développé un modèle stationnaire analytique pour évaluer la concentration de polluant à l'entrée de la fissure périphérique d'une cave. La convection est négligée dans le sol et n'est considérée que pour évaluer la concentration dans la fissure périphérique. Le résultat de ce modèle analytique a été comparé avec un modèle numérique 3-D et a permis de corriger l'expression analytique donnant la concentration à l'entrée de la fissure périphérique du plancher bas.

▪ **Modèles numériques** : les deux principaux modèles développés aujourd'hui sont celui d'Abreu et Johnson (Abreu et Johnson, 2005) et celui de Brown University (Bozkurt, 2003 ; Bozkurt et al., 2009 ; Pennel et al., 2009).

Modèle Abreu et Johnson (2005) : Ce modèle numérique 3 D, basé sur la méthode des différences finies a été utilisé pour étudier plusieurs scénarii de pollution. Notamment l'influence de la concentration de la source, de la position de la source de contamination, de l'hétérogénéité du sol et l'impact du vent ont été étudiées. L'étude numérique de l'influence de la position de la source sur la concentration sous le plancher bas du bâtiment a montré que la concentration dans le sol juste sous le plancher bas est supérieure à la concentration dans le sol entourant le bâtiment. Ils ont aussi montré que la profondeur de la source a un rôle considérable. Par exemple pour un dallage indépendant sur terre-plein, la concentration sous le plancher bas pour une source située à 3 m est égale à 90% de la concentration à la source, elle est de 20-30% pour une source placée à 18 m. Cette étude a aussi montré que pour une source latérale au bâtiment et non profonde, le transport du polluant se fera plus vers l'atmosphère que vers l'intérieur du bâtiment. Par contre pour une source profonde, le transfert se fera plutôt vers l'intérieur du bâtiment. Par exemple, la concentration à l'intérieur du bâtiment est 3 fois supérieure pour une source placée à une profondeur de 4 m, et à une distance latérale de 20 m du bâtiment qu'une source latérale au bâtiment placée à 1 m de profondeur et à 20 m du bâtiment.

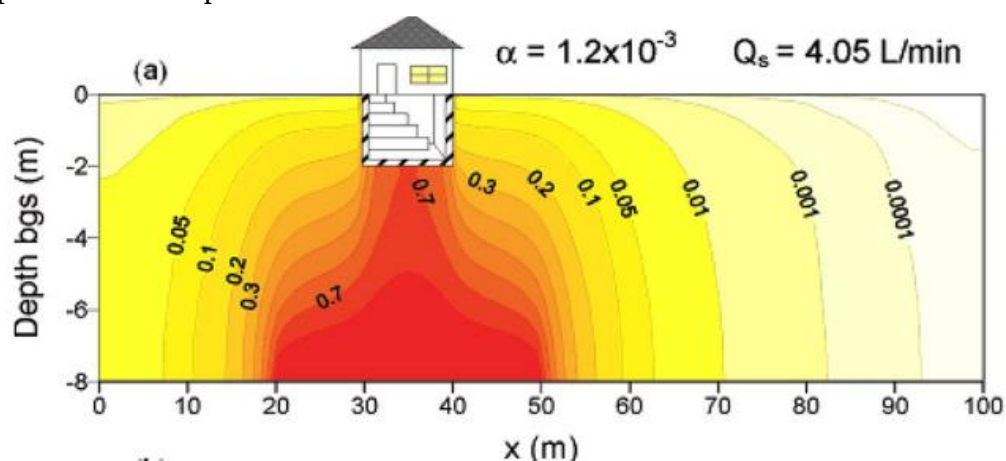


Figure 1.12 : profils de concentration simulation 3-D avec le modèle d'Abreu et Johnson, (Q: Débit, α : coefficient d'atténuation)

Modèle de Brown University (2009) : Pour étudier le transport de substances volatiles du sol vers le bâtiment, Bozkurt et al. (Bozkurt et al., 2009) et Pennel et al. (Pennel et al., 2009) ont utilisé le code commercial COMSOL multiphysics 3-D basé sur la méthode des éléments finis. Plusieurs scénarii de contaminations ont été étudiés avec ce modèle : l'impact d'hétérogénéité du sol, l'influence des fluctuations de pressions,... Selon Yao et al. (Yao et al., 2013), l'intérêt de la modélisation numérique 3-D est qu'elle peut correctement prendre en compte les phénomènes en jeu. Selon ces auteurs, la modélisation 1-D analytique ne permet pas de prendre en compte complètement la physique du problème comme décrit dans la figure 1.12 ci-dessus, parce que la variation de la concentration suivant l'axe x est souvent négligée. Ils ont trouvé aussi que pour des perméabilités du sol élevées, pour le dallage sur terre-plein, les modèles 1-D surestiment le taux d'entrée du polluant dans le bâtiment et cela à cause de la négligence de la diffusion latérale.

1.5 MODELES ANALYTIQUES DE GESTION DES SOLS POLLUES LIES AUX POLLUTIONS PAR LE RADON ET LES SUBSTANCES VOLATILES LES PLUS UTILISES

Comme présenté précédemment, plusieurs modèles ont été développés pour évaluer les risques sanitaires liés aux pollutions gazeuses venant du sol. Nous explicitons dans cette partie les modèles analytiques les plus utilisés à ce jour : les modèles de Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1988) et Nazaroff (Nazaroff, 1988) pour le transport du radon dans les bâtiments ; les modèles de Johnson et Ettinger (Johnson et Ettinger, 1991) et le Modèle « Volasoil amélioré » pour le transport des substances volatiles dans les bâtiments.

1.5.1 MODELES ANALYTIQUES D'ENTREE DU RADON DANS LE BATIMENT

On présente dans ce paragraphe les deux modèles analytiques les plus utilisés pour le transport du radon dans les bâtiments.

1.5.1.1 MODELE DE NAZAROFF (1988)

Pour estimer le flux d'entrée du radon dans un bâtiment, Nazaroff a supposé que tout le flux de radon entre dans le bâtiment à travers un cylindre faisant le pourtour du bâtiment. Le sol est supposé homogène et isotrope et le transport diffusif est négligé. Pour estimer le débit d'air entrant dans le cylindre, il a utilisé l'analogie électrique (équivalente à l'analogie thermique) ; il a supposé que l'écoulement dans le cylindre est similaire à un flux électrique allant d'une surface semi infinie (le sol) et entrant dans un cylindre (Figure 1.13). Cette étude a montré que pour des débits d'air faibles dans le sol, le flux d'entrée du radon est une fonction linéaire de la chute de pression entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment. Le flux d'entrée du radon dans le bâtiment est donné par :

$$J = Q_{\text{sol}} \frac{G}{\lambda} \quad (1.33)$$

Où G est le taux de production du radon, λ est la constante de désintégration du radon. Le débit d'air entrant dans la fissure périphérique du plancher bas Q_{sol} est (Figure 1.13) :

$$Q_{\text{sol}} = \frac{2\pi L_{\text{bât}} \Delta P k_{\text{sol}}}{\mu \ln(2L_{\text{me}}/r)} \quad (1.34)$$



Figure 1.13 : Entrée d'air du sol vers le soubassement a) joint plancher-mur ; b) cylindre enterré avec un axe horizontal (Nazaroff, 1988 ; Abdelouhab, 2011).

ΔP , la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment, $L_{\text{bât}}$ le périmètre du bâtiment, L_{me} est la hauteur du mur enterré. Par contre, pour des débits d'air élevés, le flux de radon n'est pas linéaire en fonction de la dépression du bâtiment. Ce flux est donné par :

$$J = 4 G L_{\text{bât}} L_{\text{me}}^{2/3} \epsilon^{1/3} \left[\frac{\Delta P k_{\text{sol}}}{\mu \lambda \ln(2 L_{\text{me}} / r)} \right]^{2/3} \quad (1.35)$$

1.5.1.2 MODELE DE MOWRIS ET FISK (1988)

Le modèle développé par Mowris et Fisk (1988) dans le cadre du transport du radon dans les bâtiments est un modèle stationnaire purement convectif. Le modèle suppose que le sol est homogène et isotrope. Le flux d'entrée de radon dans le bâtiment est estimé par :

$$J = \frac{Q_{\text{sol}}}{V_{\text{bât}}} C_s \quad (1.36)$$

Où $V_{\text{bât}}$ est le volume du bâtiment, C_s est la concentration du radon dans le sol, Q_{sol} le débit d'air venant du sol. En utilisant l'analogie aéraulique avec la thermique (Figure 1.14 b), Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1988) ont développé un modèle pour estimer le débit d'air allant du sol et entrant dans la fissure périphérique d'un bâtiment avec des murs enterrés.

L'entrée de la fissure est idéalisée par un demi-cylindre. Le débit d'air est confronté à deux résistances en série, la résistance du sol et la résistance de la fissure périphérique du plancher bas.



Figure 1.14 : a) lignes de flux allant dans la fissure entre le mur enterré et la dalle b) analogie thermique d'un flux allant d'une surface infinie et entrant dans un cylindre enterré (Mowris et Fisk, 1988)

Le débit d'air Q_{sol} entrant dans le bâtiment est estimé en utilisant l'analogie thermique d'un flux allant d'une surface infinie et entrant dans un cylindre (Figure 1.13b). Quant à l'écoulement dans la fissure périphérique, il est idéalisé par l'écoulement entre deux plaques parallèles (Jergling, 1981). Le débit d'air est donné par :

$$Q_{sol} = \frac{\Delta P}{R_{fiss} + R_{sol}} \quad (1.37)$$

Où R_{fiss} est la résistance de la fissure périphérique et R_{sol} la résistance du sol. En remplaçant les différentes résistances par leur expression dans l'équation 1.37, il vient :

$$Q_{sol} = \frac{L_{bât} \Delta P}{\mu} \left[\frac{C_f e_{fiss}}{12 d^3} + \frac{1}{\pi k_{sol}} \cosh^{-1} \left[\frac{2 L_{me}}{d} \right] \right]^{-1} \quad (1.38)$$

Avec :

$$C_f \begin{cases} 1.6 & \text{si } 0.0003 \text{ m} \leq d \leq 0.0007 \text{ m} \\ 1 & \text{sin on} \end{cases}$$

e_{fiss} l'épaisseur de la fissure, d est la largeur de la fissure. Par ailleurs, Mowris et Fisk ont proposé une relation pour calculer le flux de radon allant de l'intérieur d'un vide sanitaire et entrant dans un bâtiment. Ce flux de radon allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment est donné par :

$$J_{vs} = \frac{Q_{vs}}{V_{vs}} C_{vs} \quad (1.39)$$

Où, C_{vs} est la concentration du radon dans le vide sanitaire, V_{vs} est le volume du vide sanitaire. Le débit d'air Q_{vs} traversant le plancher entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment est donné par :

$$Q_{vs} = ELA_f \left[\frac{2 |\Delta P_f - \Delta P_{vs}|}{\rho} \right]^{1/2} \quad (1.40)$$

où ΔP_f est la chute de pression entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment et ΔP_{vs} (Pa) est la différence de pression entre l'extérieur et le vide sanitaire. ELA_f est la surface effective de fuite du plancher bas. Enfin la concentration du radon à l'intérieur du bâtiment est obtenue par un bilan massique du polluant dans le bâtiment.

$$C_{int} = \frac{J_d + J_c + [R_{bât} - Q_{vs} / V_{vs}] * C_{vs}}{R_{bât} + \lambda} \quad (1.41)$$

Où J_d est le flux diffusif de radon vers le vide sanitaire, J_c le flux convectif de radon vers le vide sanitaire, $R_{bât}$ le taux de ventilation du bâtiment, λ est la constante de désintégration du radon, généralement négligée devant le taux de ventilation, Q_{vs} est le débit d'air traversant le plancher entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment ou le débit d'air venant du sol selon que l'on a une cave ou un vide sanitaire.

1.5.2 MODELES ANALYTIQUES DE GESTION DES SOLS POLLUES LIES AUX SUBSTANCES VOLATILES

On présente dans ce paragraphe les deux principaux modèles analytiques utilisés pour le transport des substances volatiles du sol dans les bâtiments.

1.5.2.1 MODELE DE JOHNSON ET ETTINGER (1991)

Ce modèle représente une situation où le polluant est situé à une certaine distance verticale sous le bâtiment. Ce modèle peut être utilisé dans plusieurs situations, notamment, dans l'identification des sites où les niveaux d'exposition aux contaminants peuvent entraîner des risques sanitaires significatifs (Johnson et Ettinger, 1991 ; Johnson et al., 1990). Ce modèle a été développé avec les principales hypothèses suivantes :

- Le transport de substances volatiles est stationnaire. La source de pollution est supposée infinie (N.B : ce modèle a été étendu à des sources finies)
- Le transport est unidirectionnel, la source est située tout droit au-dessous du bâtiment.
- Le sol est supposé homogène et isotrope pour chaque plan horizontal pour toutes les propriétés physiques, la perméabilité et les coefficients de diffusion. Le modèle tient compte de l'hétérogénéité des coefficients de diffusion des couches du sol.
- La diffusion est supposée le phénomène prédominant dans la zone insaturée du sol jusqu' à la région proche des fondations

1.5.2.2 TRANSPORT DIFFUSIF DE LA SOURCE JUSQU'À LA REGION PROCHE DES FONDATIONS

Le transport diffusif de la source jusqu'à la région proche des fondations est décrit par la première loi de Fick (Équation 1.8) :

$$J_d = A_f D_T^{\text{eff}} \frac{(C_s - C_{\text{sol}})}{H} \quad (1.42)$$

Où J_T est le flux massique par diffusion entre la source de substances volatiles et les fondations du bâtiment, A_f est la surface des fondations disponible pour la diffusion, C_s est la concentration en COV au niveau de la source, C_{sol} concentration en COV à proximité des fondations, D_T^{eff} est le coefficient de diffusion effectif global pour toute la zone de sol entre la source de COV et les fondations du bâtiment, H est distance entre la source du polluant et les fondations du bâtiment. La surface disponible pour la diffusion A_f correspond à la surface du plancher à laquelle s'ajoute éventuellement la surface des murs enterrés des fondations. Ce modèle tient compte de l'hétérogénéité par couche du sol. La figure 1.15 montre le schéma conceptuel du modèle Johnson et Ettinger.

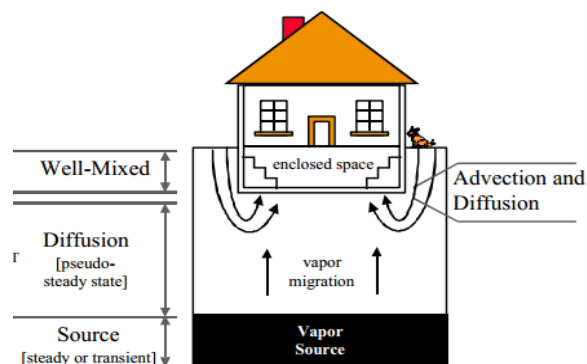


Figure 1.15 : Schéma conceptuel du Modèle Johnson et Ettinger (Ettinger, 2006)

Pour un système composé de plusieurs couches de sols différents d'épaisseur L_j et de coefficient de diffusion effectif D_j^{eff} , le coefficient de diffusion effectif global vérifie :

$$\frac{H}{D_T^{\text{eff}}} = \sum_{j=1}^n \frac{H_j}{D_j^{\text{eff}}} \quad (1.43)$$

Où H est la distance entre la source de substances volatiles et les fondations du bâtiment, D_T^{eff} est le coefficient de diffusion effectif global pour toute la zone de sol entre la source de substances volatiles et les fondations du bâtiment, n est le nombre de couches de sol aux coefficients de diffusion différents.

Transport à travers les fondations à l'interface sol/bâtiment : Le transport dans les fondations est modélisé par la combinaison de la convection et de la diffusion à travers les fissures des fondations. Pour ce faire, Johnson et Ettinger (1991) ont utilisé la solution monodimensionnelle (selon l'axe vertical) de l'équation convection-diffusion en stationnaire. Cette solution est appliquée au transport d'une substance volatile à travers un milieu poreux fissuré avec une vitesse de convection uniforme et constante. Le flux d'entrée total de la substance volatile dans le bâtiment est donné par :

$$J_T = Q_{\text{sol}} C_{\text{sol}} - \frac{Q_{\text{sol}} (C_{\text{sol}} - C_{\text{bât}})}{1 - \exp(Q_{\text{sol}} e_{\text{fiss}} / D_{\text{fiss}} A_{\text{fiss}})} \quad (1.44)$$

Où J_T est le flux massique d'une substance volatile dans le bâtiment, Q_{sol} est le débit volumique d'air du sol dans le bâtiment, C_{sol} est la concentration en volatil à proximité des fondations, C_{int} est la concentration en volatil dans le bâtiment, e_{fiss} est l'épaisseur des fissures, D_{fiss} est le coefficient de diffusion effectif à travers les fissures, A_{fiss} est la section des fissures. L'hypothèse relative à l'état stationnaire permet d'écrire :

$$J_d = J_T \quad (1.45)$$

Donc, le flux total de polluant est :

$$J_T = \frac{\frac{D_T^{\text{eff}} A_f C_s}{H} \left[\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_{\text{fiss}}}{D_{\text{fiss}} A_{\text{fiss}}}\right) - \frac{C_{\text{int}}}{C_s} \right]}{\frac{D_T^{\text{eff}} A_f}{Q_{\text{sol}} H} \left[\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_{\text{fiss}}}{D_{\text{fiss}} A_{\text{fiss}}}\right) - 1 \right] + \exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_{\text{fiss}}}{D_{\text{fiss}} A_{\text{fiss}}}\right)} \quad (1.46)$$

Le débit d'air volumique Q_{sol} est calculé sur la base de la relation proposée par Nazaroff (Équation 1.34) (Nazaroff, 1988 ; Nazaroff, 1992). Ce modèle suppose que tout le débit d'air pénètre dans le bâtiment à travers un cylindre enterré de rayon r faisant le périmètre du bâtiment. Dans le modèle de Johnson et Ettinger, toute la fissuration du plancher bas est concentrée dans la fissure périphérique. Le rayon r_{eq} du cylindre dans l'expression du débit Q_{sol} (Équation 1.34) est modifié et est donné par :

$$r_{\text{eq}} = \frac{A_{\text{fiss}}}{L_{\text{bât}}} = \frac{f_{\text{ouv}} A_f}{L_{\text{bât}}} \quad (1.47)$$

A_{fiss} est la surface des fissures et ouvertures des fondations, $L_{bât}$ est le périmètre du bâtiment, f_{ouv} est la fraction surfacique des fissures et ouvertures, A_f est la surface des fondations.

Concentration de l'air dans le bâtiment : pour obtenir la concentration C_{int} dans le bâtiment Johnson & Ettinger (1991) ont effectué un bilan massique en stationnaire pour le bâtiment. Ils ont supposé que l'air intérieur était idéalement mélangé, donc toute substance volatile rentrant dans le bâtiment est distribuée de façon immédiate et homogène. Du bilan massique il vient :

$$J_T = Q_{bât} C_{int} \quad (1.48)$$

Où J_T est le débit massique total d'une substance volatile entrant dans le bâtiment, $Q_{bât}$ est le débit volumique de ventilation du bâtiment. Le débit total de ventilation est donné par :

$$Q_{bât} = V_{bât} R_{bât} \quad (1.49)$$

Où $V_{bât}$ est le volume du bâtiment, $R_{bât}$ est le taux de renouvellement d'air du bâtiment. L'expression de la concentration C_{int} en substance volatile à l'intérieur du bâtiment se déduit de (1.46) et (1.48) :

$$C_{int} = \frac{\frac{D_T^{eff} A_f C_s}{Q_{bât} H} \exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right)}{\exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right) + \frac{D_T^{eff} A_f}{Q_{bât} H} + \frac{D_T^{eff} A_f}{Q_{sol} H} \left[\exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right) - 1 \right]} \quad (1.50)$$

Où C_{int} est la concentration en COV dans le bâtiment. Le coefficient d'atténuation α est défini comme le rapport entre la concentration en substance volatile dans le bâtiment C_{int} et la concentration en substance volatile à la source C_s :

$$\alpha = \frac{C_{int}}{C_s} \quad (1.51)$$

Avec cette définition, l'équation (1.50) permet d'écrire le coefficient α sous la forme suivante:

$$\alpha = \frac{\frac{D_T^{eff} A_f}{Q_{bât} H} \exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right)}{\exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right) + \frac{D_T^{eff} A_f}{Q_{bât} H} + \frac{D_T^{eff} A_f}{Q_{sol} H} \left[\exp\left(\frac{Q_{sol} e_{fiss}}{D_{fiss} A_{fiss}}\right) - 1 \right]} \quad (1.52)$$

Selon Johnson et Ettinger (Johnson et Ettinger, 1991) l'équation 1.51, donnant le coefficient d'atténuation α , peut être conservée dans le cas où il existe un flux à travers la porosité des fondations. Dans l'expression de α (Équation 1.52) la surface des fissures A_{fiss} est remplacée par la surface totale des fondations A_f (plancher bas et éventuels murs enterrés), le coefficient de diffusion D_{fiss} à travers les fissures est remplacé par le coefficient de diffusion D_f à travers les fondations, l'épaisseur des fissures e_{fiss} est remplacée par l'épaisseur des fondations e_m . Le coefficient d'atténuation est donné par :

$$\alpha' = \frac{\frac{D_T^{\text{eff}} A_f}{Q_{\text{bât}} H} \exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_m}{D_F A_f}\right)}{\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_m}{D_F A_f}\right) + \frac{D_T^{\text{eff}} A_f}{Q_{\text{bât}} H} + \frac{D_T^{\text{eff}} A_f}{Q_{\text{sol}} H} \left[\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} e_m}{D_F A_f}\right) - 1 \right]} \quad (1.53)$$

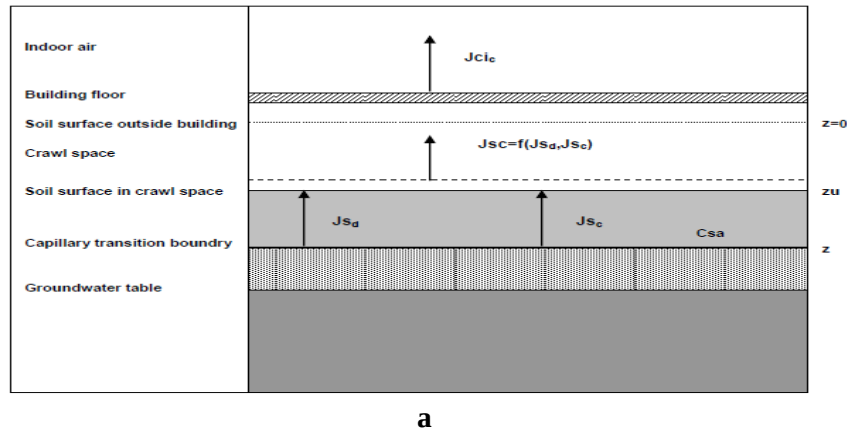
Le coefficient d'atténuation est généralement utilisé comme indice de la qualité de l'air intérieur dans la gestion des risques sanitaires liés aux sols pollués. Plus le coefficient d'atténuation est élevé, plus les risques sanitaires sont élevés. Les mesures effectuées sur plusieurs sites industriels par Hers et al. (Hers et al., 2010) ont montré que pour des substances volatiles non biodégradables, ce coefficient est compris entre 10^{-5} et 10^{-2} .

1.5.2.3 MODELE VOLASOIL AMELIORE (2008)

Le modèle de Volasoil (Waitz et al., 1996) a été amélioré et étendu à plusieurs typologies : vide sanitaire, dallage indépendant, dalle portée et cave (Bakker et al., 2008). Ce modèle a été développé avec les principales hypothèses suivantes :

- Le transport est stationnaire, donc la source de pollution est considérée infinie.
- Le transport est unidimensionnel.
- Le sol est homogène et isotrope.
- Il n'existe pas de biodégradation du polluant.
- Il n'y a pas de transports latéraux de la source.
- Il n'y a pas de sorption.

Nous allons expliciter ci-dessous le développement du modèle pour un vide sanitaire. Les autres typologies: dallage sur terre-plein et cave ont été traitées par la même approche. Les transferts sont représentés par la convection et la diffusion couplées, unidimensionnelles dans le sol et la dalle qui sont en séries (Figure 1.16).



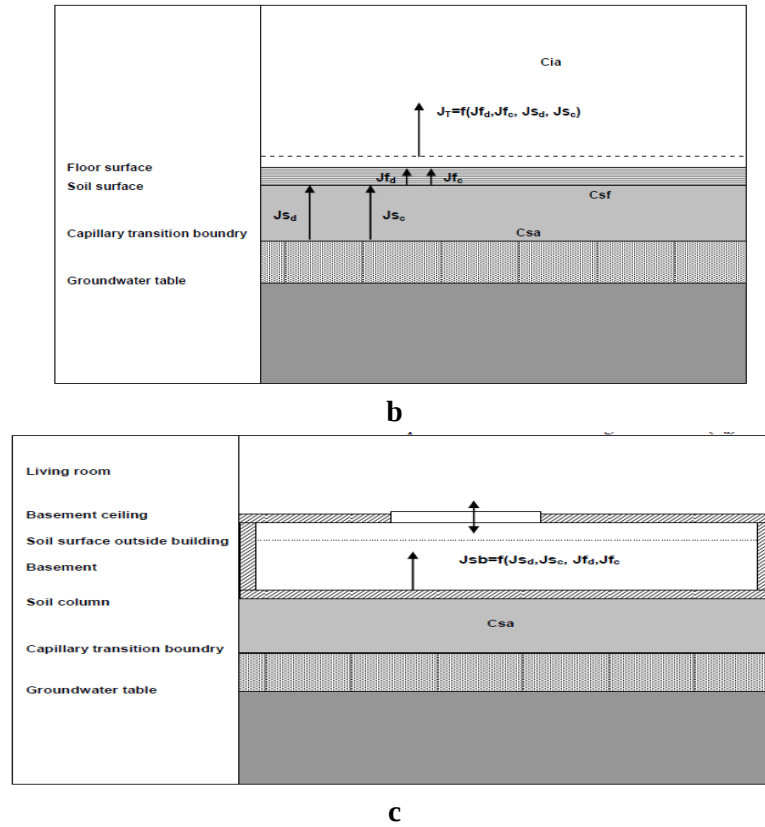


Figure 1.16 : Modèles conceptuels pour différentes typologies a) vide sanitaire, b) dallage sur terre-plein c) cave (Bakker et al., 2008).

Modèle conceptuel pour un vide sanitaire : Dans ce modèle, le transport du polluant dans le bâtiment s'effectue en deux étapes, le polluant est d'abord transporté de la zone insaturée jusqu'au vide sanitaire et ensuite il est transporté du vide sanitaire vers le bâtiment. Le transport dans la zone insaturée est gouverné par les phénomènes de convection et de diffusion. La source du polluant de concentration C_s est située à une profondeur H dans le sol, directement sous le bâtiment.

Transport du sol à l'interface sol/vide sanitaire : Le flux de polluant allant de la source de pollution au vide sanitaire est obtenu par la résolution analytique de l'équation convection-diffusion unidimensionnel (axe vertical) en stationnaire pour une couche du sol. (N.B : pour un dallage indépendant, dalle portée et cave, cette équation a été résolue pour deux milieux en série, le sol et le plancher bas (Figure 1.16)). Ce flux est donné par :

$$J_{vs1} = \frac{-Q_{vs}A_{vs}(C_s - C_{vs} \exp(-Q_{sol}H/D_{sol}))}{\exp(-Q_{sol}H/D_{sol}) - 1} \quad (1.54)$$

Où J_{vs1} est le débit massique surfacique de contaminant du sol au vide sanitaire, Q_{vs} est le débit volumique d'air allant du sol et entrant dans le vide sanitaire par unité de surface. C_s est la concentration du polluant dans le sol, C_{vs} la concentration du polluant dans le vide sanitaire. H est la profondeur de la zone insaturée. D_{sol} est le coefficient de diffusion effectif du polluant dans le sol.

Le débit d'air Q_{vs} est estimé en fonction de la perméabilité de l'air du sol, de la chute de pression entre extérieur et le vide sanitaire ΔP et de l'épaisseur de la couche de sol.

$$Q_{vs} = K_{sol} \frac{\Delta P}{H}$$

(1.55)

Où Q_{sol} est le débit volumique d'air allant du sol et entrant dans le vide sanitaire par unité de surface, K_{sol} est la conductivité hydraulique du sol. H la profondeur de la source de polluant.

Transport du polluant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment : Le débit de polluant allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment est donné par :

$$J_{vs2} = Q_{vs2} C_{vs} \quad (1.56)$$

Où J_{vs2} le flux massique de polluant allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment. C_{vs} est la concentration du polluant dans le vide sanitaire. Q_{vs2} est le débit volumique d'air allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment. Au niveau du plancher intermédiaire entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment, seul le transport convectif est considéré. Le débit d'air à travers la porosité de la dalle est modélisé par l'écoulement laminaire de type « Poiseuille » dans des tubes cylindriques parallèles. Dans ce modèle, le débit d'air allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment et passant par le plancher bas du bâtiment est donné par :

$$Q_{vs2} = \frac{f_{ouv}^2}{n \pi 8 \mu} \frac{\Delta P_f}{e_f} \quad (1.57)$$

Où Q_{vs2} est le flux d'air traversant le plancher entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment, ΔP_f est la différence de pression entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment f_{ouv} la fraction des ouvertures de la dalle, n le nombre d'ouvertures par surface de plancher. La concentration C_{vs} du vide sanitaire est calculée à partir du flux J_{vs1} du polluant venant du sol et entrant dans le vide sanitaire :

$$C_{vs} = \frac{J_{vs1} A_{vs}}{V_{vs} R_{vs}} \quad (1.58)$$

Où J_{vs1} est le flux du polluant venant du sol et entrant dans le vide sanitaire, A_{vs} est la surface du sol du vide sanitaire, V_{vs} est le volume du vide sanitaire, R_{vs} est le taux de ventilation du vide sanitaire.

Concentration de l'air dans le bâtiment : La concentration C_{int} dans le bâtiment est calculée à partir du flux J_{vs2} de polluant allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment en passant par le plancher bas.

$$C_{int} = \frac{J_{vs2} A_{vs}}{V_{bât} R_{bât}} \quad (1.59)$$

Où J_{vs} est le flux de contaminant partant du vide sanitaire et entrant à l'intérieur du bâtiment, A_{vs} (m^2) est la surface du plancher, $V_{bât}$ (m^3) est le volume du bâtiment, V_{vs} (s^{-1}) est le taux de ventilation du bâtiment.

1.6 ANALYSE CRITIQUE DES MODELES DE TRANSFERT DES POLLUANTS DU SOL DANS LES BATIMENTS

Dans cette partie, on apporte une critique des modèles précédemment détaillés. Cette critique porte essentiellement sur la prise en compte des phénomènes de convection et diffusion auprès des fondations.

1.6.1 ANALYSE DU MODELE DE MOWRIS-FISK (1988) ET NAZAROFF (1988)

Pour un bâtiment avec un vide sanitaire, Mowris et Fisk (Mowris et Fisk, 1988) supposent que le phénomène de transfert prépondérant dans le sol est la diffusion. Cependant, ils ne proposent aucune relation pour estimer le flux diffusif venant du sol et entrant dans le vide sanitaire. Pour un bâtiment avec un dallage indépendant, le modèle de Mowris et Fisk ne tient pas compte du flux de polluant qui pourrait passer par la porosité et les fissures du plancher bas. Il ne tient compte que du flux convectif passant par une fissure périphérique du plancher bas. Cette hypothèse pourrait sous-estimer le flux de polluant entrant dans le bâtiment si le plancher bas est perméable. En outre, ce modèle n'est pas adapté pour estimer le flux de polluant entrant dans un bâtiment avec soubassement en dalle portée ou en radier. En ce qui concerne, le modèle de Nazaroff (Nazaroff, 1987), il n'est aussi adapté que pour une seule typologie de soubassement, le dallage indépendant avec une fissure périphérique.

Dans ces modèles, la concentration du radon dans le sol est supposée spatialement homogène, donc la diffusion est négligée. Le fait de négliger la diffusion dans le sol peut sous-estimer le flux de polluant entrant dans le bâtiment.

1.6.2 ANALYSE DU MODELE DE JOHNSON ET ETTINGER (1998)

Prise en compte de la diffusion : ce modèle suppose un flux diffusif pur, unidimensionnel, allant de la source de contamination jusqu'à la région proche des fondations. Cette région proche des fondations n'est pas bien définie ; tout de même, pour évaluer ce flux diffusif, la longueur de diffusion prise est la distance entre la source de polluant et le plancher bas, il apparaît ainsi que la convection est négligée dans la zone proche des fondations. Le fait de négliger ce flux convectif près des fondations peut entraîner une sous-estimation du flux global de polluant entrant dans le bâtiment. Dans ce modèle, tout le polluant est transporté verticalement vers le bâtiment, la diffusion vers l'atmosphère est négligée, cette hypothèse peut entraîner une surestimation du flux global de polluant entrant dans le bâtiment.

Prise en compte de la convection : La convection est supposée majoritaire dans la région proche des fondations ; les auteurs ont évoqué l'existence d'une zone d'influence de la convection où la diffusion est négligée. Cette hypothèse amène une contradiction parce que le flux diffusif est évalué jusqu'au plancher bas. Les auteurs n'ont proposé aucune définition de cette région proche des fondations. Donc, il apparaît que la convection n'est prise en compte que dans les fondations. Cette hypothèse peut sous-estimer le flux convectif à proximité des fondations et par conséquent sous-estimer le flux d'entrée du polluant dans le bâtiment. Cette sous-estimation est plus importante pour un sol perméable. Par ailleurs, les auteurs proposent la prise en compte des flux passant par les fondations perméables, mais ils ne proposent aucune loi pour quantifier les débits d'air passant par ces fondations. La seule loi de débit proposée dans ce modèle quantifie le débit d'air passant par la fissure périphérique d'un dallage indépendant. Il est illusoire d'utiliser la même loi de débit pour deux typologies totalement différentes, un dallage indépendant et une dalle portée. Le modèle utilisé pour quantifier le débit est celui de Nazaroff (Equation 1.34). Selon Nazaroff (Nazaroff, 2003), son modèle considère un contact direct entre le sol et le plancher bas, alors qu'il peut exister une résistance entre le sol et le plancher bas, par exemple, un lit de gravier pour bloquer les remontées d'humidité dans les bâtiments. Dans ce cas, il conclut que l'utilisation de son modèle dans le modèle de Johnson et Ettinger peut sous-estimer le flux de polluant entrant dans le bâtiment. Il a aussi souligné que l'hétérogénéité spatiale occasionnant des écoulements préférentiels dans le sol peut impacter le débit d'air entrant dans le bâtiment.

1.6.3 ANALYSE DU MODELE VOLASOIL AMELIORE (2008)

Dans ce modèle, le flux total de polluant entrant dans le bâtiment est obtenu à partir de la solution exacte de l'équation convection-diffusion en stationnaire. L'utilisation de cette solution suppose que les conditions aux limites pour la pression extérieure et la source de polluant sont prises au même endroit (Figure 1.16). Cela signifie que la convection est prise en compte même dans le sol loin des fondations, ce qui n'est pas réaliste car la condition limite de pression extérieure se trouve à la surface du sol à l'extérieur du bâtiment. Cette limite ne se trouve pas dans le sol. Le fait de considérer la convection dans les zones situées loin des fondations peut surestimer le flux total d'entrée du polluant dans le bâtiment. Par ailleurs, les deux flux convectif et diffusif ne sont pas forcément unidimensionnels. Le fait de négliger le flux diffusif allant du sol vers l'atmosphère peut aussi surestimer le flux de polluant entrant dans le bâtiment.

1.7 BESOIN D'AMELIORATION DES MODELES

Les modèles utilisés actuellement pour quantifier le transport des polluants gazeux dans les bâtiments contiennent beaucoup d'incertitudes (Provoost et al., 2010). L'étude de Provoost et al. (Figure 1.17) montre que les modèles d'évaluation des risques sanitaires liés à l'entrée des polluants gazeux du sol dans les bâtiments tendent généralement à surestimer les prédictions de la concentration intérieure du polluant de plusieurs ordres de grandeur. Hulot et al. (Hulot et al., 2010) ont aussi trouvé que les modèles de Johnson et Ettinger et Volasoil sous-estiment ou parfois surestiment la concentration du polluant dans le bâtiment.

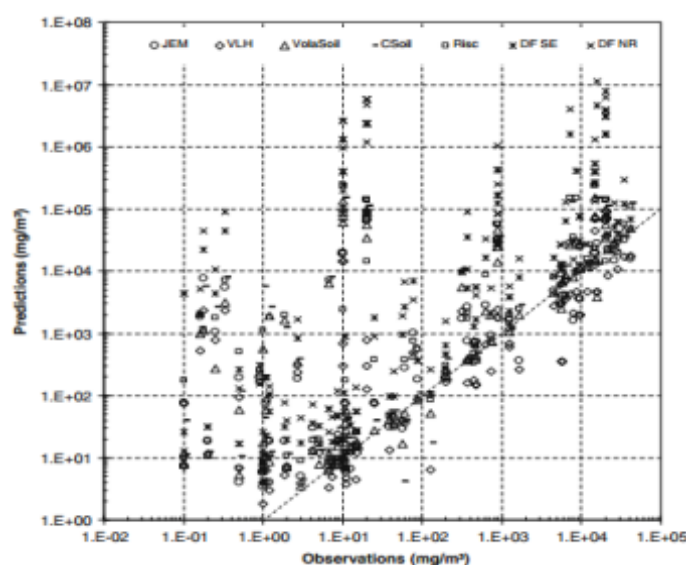


Figure 1.17 : comparaison de 7 modèles d'évaluation de risques sanitaires (Provoost et al., 2010)

Vu toutes ces incertitudes sur ces modèles analytiques les plus utilisés pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol et compte tenu de toutes les limites présentées au § 1.6 sur la prise en compte des mécanismes de transfert des polluants dans les environnements intérieurs, il apparaît une nécessité d'améliorer ces modèles.

1.8 PROTECTION DES BATIMENTS CONTRE LES POLLUTIONS GAZEUSES VENANT DU SOL : LES SYSTEMES DE DEPRESSURISATION DU SOL (SDS)

Les principales techniques de remédiation dans le bâtiment obéissent à deux principes simples : limiter l'entrée du polluant et/ou diluer sa concentration par le renouvellement d'air. En pratique, on observe de nombreuses techniques faisant appel à ces deux principes conjugués. En premier lieu, il est essentiel d'assurer l'étanchéité à l'air du bâtiment. Ces techniques ne sont pas toujours suffisantes prises seules, mais elles constituent un préalable essentiel à l'efficacité d'autres solutions mises en place en parallèle. Un deuxième groupe de solutions consiste à diluer les polluants gazeux présents dans le bâtiment par un taux de renouvellement adapté. Cependant, l'efficacité de ces solutions est assez faible à cause d'autres contraintes placées sur le taux de renouvellement d'air (comportement de l'occupant, climat, consommation énergétique, confort, etc...). Les techniques les plus efficaces qu'on nomme les Systèmes de Dépressurisation du Sol (SDS) mettent en dépression le sous-sol du bâtiment, (IRTC, 2003 ; Bonnefous, 1992).

1.8.1 LES SYSTEMES DE DEPRESSURISATION DU SOL (SDS) ET LEURS FONCTIONNEMENTS

Un SDS est un système destiné à assurer une dépression de l'air du soubassement (Figure 1.18) par l'utilisation d'un ventilateur qui aspire l'air sous la dalle du plancher bas (US EPA, 2008). Cette aspiration d'air permet d'inverser le gradient de pression entre le soubassement et le sol (Bonnefous, 1992), entraînant ainsi le blocage de la force motrice causant la pénétration du gaz (Radon) ou de substances volatiles dans le bâtiment. Cette méthode fait appel le plus souvent à une mise en dépression par extraction mécanique de l'air du soubassement. Cependant, une autre méthode utilisant une extraction naturelle est possible. Elle a l'avantage d'être un système passif, nécessitant un moindre coût de mise en œuvre, d'usage et de maintenance. Dans la suite, nous nous intéresserons à ce type de système.

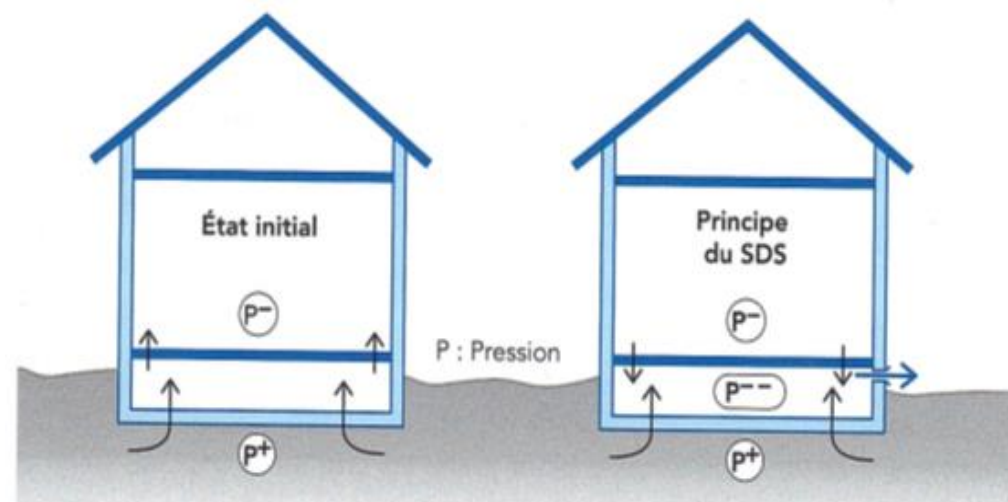


Figure 1.18 : Schéma du fonctionnement théorique d'un SDS (Collignan, 2008)

Le principe de fonctionnement d'un SDS est simple. Un puisard (une fosse d'aspiration) construit sous la dalle est connecté à une conduite qui débouche à l'extérieur de la maison souvent en toiture. Un extracteur mécanique ou passif est connecté à cette conduite pour aspirer le gaz du sol. Cette aspiration crée ainsi une dépression dans le lit de gravier sous la dalle. Les gaz du sol sont ainsi rejetés directement dans l'atmosphère sans pénétrer dans le bâtiment.

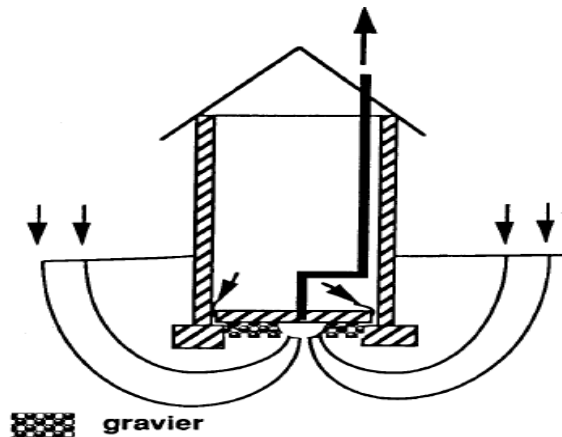


Figure 1.19 : schéma de principe du fonctionnement d'un SDS (Bonnefous, 1992)

L'air aspiré par le SDS provient soit de l'intérieur du bâtiment à travers les fissures, les défauts d'étanchéité dans le plancher bas, soit du sol au-dessous du bâtiment en fonction de sa perméabilité. La dépression minimale recommandée à maintenir dans le soubassement doit être de l'ordre de 5 à 9 Pa (FDCA, 1996; ASTM, 2008). L'étude expérimentale de Mc Alary et al. (Mc Alary et al., 2011) a montré que la pression minimale de 1 Pa est suffisante pour réduire la concentration sous le plancher bas à des taux acceptables. Il est important de signaler que la diffusion du polluant à travers la dalle du plancher bas n'est pas négligeable sous certaines conditions : quand il n'existe pas de débits d'air venant du sol et de débits d'air venant de l'intérieur du bâtiment (EPA, 2012). Mc Alary et ses collègues (Mc Alary et al., 2011) ont décrit une approche pour optimiser le débit extrait du système afin de minimiser cet éventuel flux diffusif vers l'intérieur du bâtiment. Cette approche consiste à varier le débit d'extraction jusqu'à obtenir un flux massique maximal constant de polluant dans le conduit de dépressurisation.

1.8.2 LES COMPOSANTS D'UN SYSTEME DE DEPRESSURISATION DU SOL (SDS)

Un SDS est généralement composé de 3 éléments principaux : un puisard, un conduit et un extracteur. En plus de ces éléments, parfois on peut rencontrer une membrane de colmatage du plancher bas.

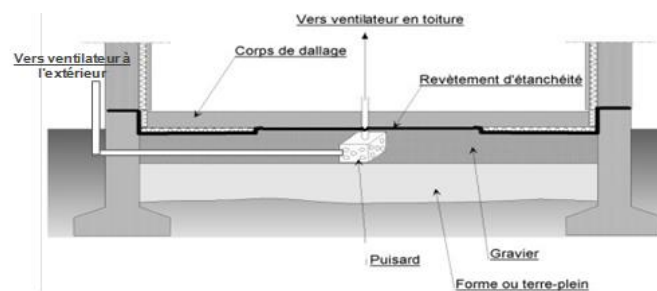


Figure 1.20 : Composants d'un SDS à l'interface sol/bâtiment (CSTB)

- **Le puisard** : le rôle principal du puisard est d'étendre le champ de pression sous la dalle. La présence de ce puisard est importante pour assurer la performance du système (Bonnefous et al., 1992).
- **Le conduit de dépressurisation** : le rôle de ce conduit est d'acheminer le gaz aspiré du sol vers l'extérieur du bâtiment. Un conduit ayant le moins de pertes de charges possible est privilégié.
- **L'extracteur** : l'extracteur peut être mécanique ou statique, dans la pratique l'extracteur mécanique actif est plus performant mais a un coût de maintenance plus élevé que l'extracteur statique passif. L'efficacité d'un système actif, défini comme la capacité du système à diminuer la concentration initiale du polluant dans le bâtiment, peut aller jusqu'à 98 % (Henschel, 1996). Le système actif a le même coût d'installation que le système passif (moins le coût du ventilateur), mais ce dernier ne coûte rien à la maintenance (Harold, 1996). L'efficacité d'un système passif est typiquement de l'ordre de 30

à 70% (Henschel, 1996). Les mesures de performance effectuées dans plusieurs maisons ont indiqué une performance moyenne de 55 % (Tableau 1.5).

Study (alpha order)	Number Houses	Rn Conc (Bq m ⁻³)		%	Notes
		Cap-on	Cap-off		
Brehm, 2002	20	105	93	-11	PSD compromised; 2 day Rn tests, location & season unspecified
Dewey, 1994 Basement	44	196	81	-59	Basement Rn tests; 36 tested same season
First Floor	44	81	44	-46	First floor Rn tests; 36 tested same season
Average		139	63	-55	
Fort Collins, 2006	65	296	148	-50	Houses built 2005; Rn tests length & location unspecified
Hagerty, 2003	13	344	278	-19	PSD compromised; 5-7 day Rn tests, season & location unspecified
Hanson, 2005	8	244	125	-49	PSD compromised; January basement Rn tests; test length unspecified
LaFollette, 2001	22	337	163	-48	7 day Rn tests on the lowest level suitable for occupancy
Najafi, 1995	2	252	257	+2	2 of 14 houses with PSD tested
NAHB, 1996 Winter	22	192	93	-48	PSD compromised; winter lowest level Rn tests; test length unspecified
Summer	22	133	67	-50	Summer Rn tests in lowest level; test length unspecified
Average		163	80	-49	
Saum, 1990	1	1110	278	-75	Cap-off approximate value; winter Rn tests
Snead, 2003	5	269	192	-25	PSD compromised; average 7 day winter Rn tests; location unspecified
Tyson, 1995	15	88	94	+7	Main floor 48 hour Rn tests; testing season unspecified
Weiffenbach, 2003	7	366	161	-56	Basement, 6+ day, winter Rn tests
Total	224				
Overall Weighted Average		231	127	55%	Reduction

Tableau 1.5 : Concentrations du polluant dans le bâtiment quand le système fonctionne (Cap off) et quand il ne fonctionne pas (Cap on) et efficacité des SDS passifs (Angel, 2012)

- **Membranes** : un bon colmatage du plancher bas et des fissures périphériques éventuelles permet une meilleure extension des champs de pression imposés. L'ajout de cette membrane n'est pas nécessaire quand des débits élevés sous le plancher bas peuvent être atteints (Hers et Hood, 2008).

1.8.3 LA PERFORMANCE D'UN SDS

La performance d'un SDS est évaluée selon deux critères (Bonnefous, 1992), la bonne extension du champ de pression sous le plancher bas et le taux de réduction de la concentration dans le bâtiment.

1.8.3.1 PARAMETRES INTERFACE SOL/BATIMENT IMPACTANT LA PERFORMANCE D'UN SDS

- **Couche de gravier sous le plancher bas** : la présence d'un lit de gravier sous le plancher bas permet l'extension du champ de pression, facilitant ainsi l'écoulement de l'air vers le puisard du système. Dans certains états américains, la mise en place d'une couche de gravier est obligatoire pour l'habitat neuf, afin de faciliter l'installation du SDS (USEPA, 1987 ; Nuess, 1989).
- **Perméabilité du sol et du lit de gravier** : une valeur haute du rapport entre la perméabilité du lit de gravier et la perméabilité du sol augmente la performance du système (Bonnefous, 1992).
- **Perméabilité du plancher bas** : le colmatage des défauts d'étanchéités, des fissures au niveau du plancher bas permet une meilleure extension du champ de pression imposé par le SDS (Bonnefous, 1992).

1.8.3.2 IMPACT DU TIRAGE THERMIQUE ET DU VENT SUR LA PERFORMANCE DU SDS NATUREL

Pour un SDS naturel, les forces naturelles : le vent et le tirage thermique, le type d'extracteur passif (cape à l'italienne, extracteur stato-mécanique, extracteur au solaire, etc...) peuvent avoir un impact considérable sur le fonctionnement du système.

1.8.3.3 EFFET DU TIRAGE THERMIQUE

En hiver, la différence de la température entre l'intérieur et l'extérieur est élevée et induit un tirage thermique plus important qu'en été ou en demi-saison, ce qui favorise un fonctionnement du SDS. En

été, étant donné que la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur est plutôt faible, le tirage thermique est plus faible et défavorise le bon fonctionnement du SDS Naturel. L'étude expérimentale sur la performance des SDS testée sur 23 maisons à Spokane aux USA confirme cette tendance (Fay, 1994).

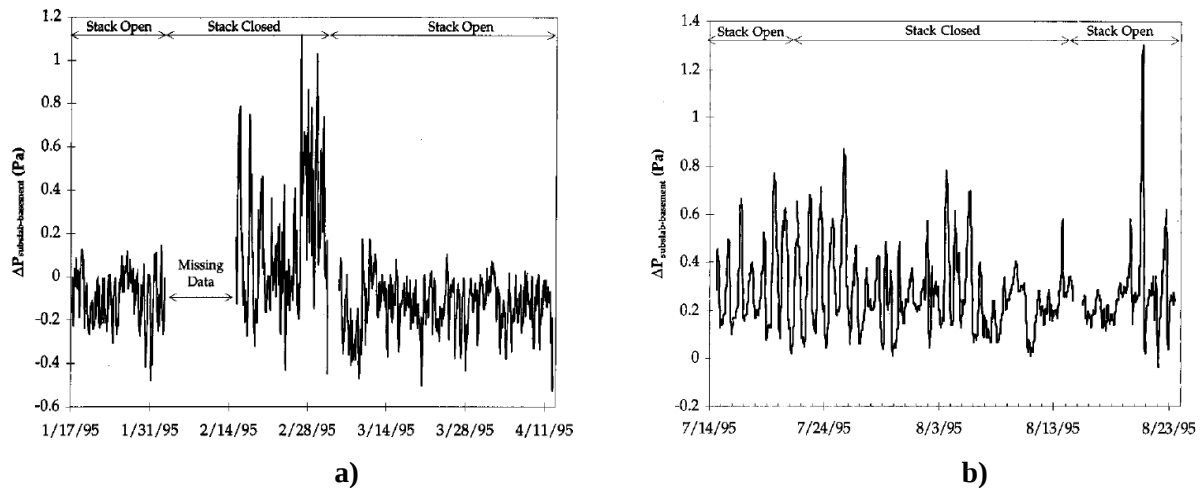


Figure 1.21 : Impact du tirage thermique : a) Différence de pression entre le lit de gravier et l'intérieur de la cave durant l'hiver et le printemps b) Différence de pression entre le lit de gravier et l'intérieur de la cave durant l'été

Durant l'hiver, quand le SDS est en fonctionnement (stack open), la plupart du temps on a une dépression dans le lit de gravier qui empêche le polluant d'entrer dans le bâtiment. Par contre, quand le SDS n'est pas en fonctionnement, on a plutôt une surpression dans le lit de gravier qui favorise l'entrée du polluant dans le bâtiment (Figure 1.21a). Durant l'été, le tirage thermique est faible, on n'observe pas de dépression dans le lit de gravier quand le SDS passif est en fonctionnement (Figure 1.21b).

1.8.3.4 EFFET DU VENT

La concentration de radon faible dans le bâtiment est corrélée aux périodes de vents élevés (Fay, 1994). En effet, le vent peut diluer le polluant dans le sol environnant le bâtiment et ainsi diminuer le flux d'entrée du gaz du sol dans le bâtiment (Riley, 1996). L'étude expérimentale effectuée par Abdelouhab et al. (Abdelouhab et al., 2010) a montré que le vent et le tirage thermique peuvent affecter significativement le débit d'air extrait par le SDS naturel (Figure 1.22).

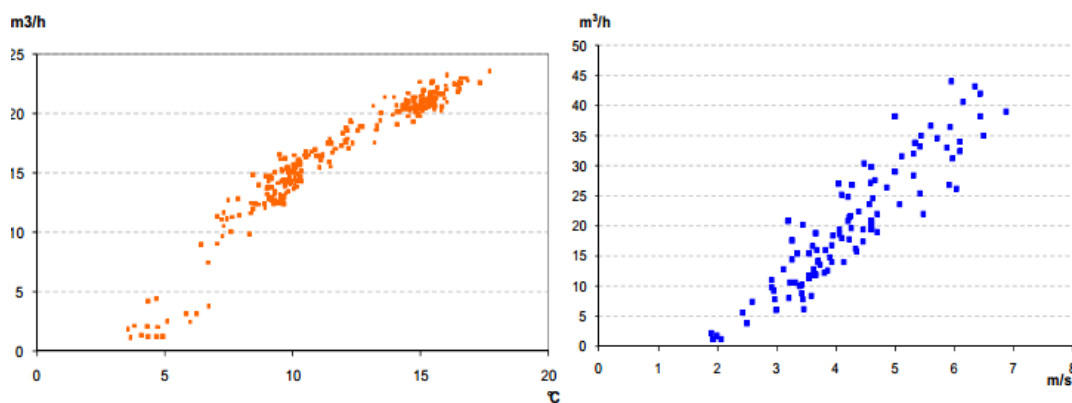


Figure 1.22 : Débits d'air extraits du SDS Naturel en fonction du tirage thermique pour des vents faibles < 2 m/s (à gauche) et débits d'air extraits en fonction du vent pour un écart faible de température (Abdelouhab, 2011).

1.8.3.5 EFFET DU CHAUFFAGE DU BATIMENT

L'étude expérimentale d'Abdelouhab et al. (Abdelouhab et al., 2010, Abdelouhab, 2011) a aussi montré que le fonctionnement du SDS naturel peut être significatif tout au long de l'année (Figure 1.23), notamment en hiver. En hiver, la différence de température de l'air entre l'intérieur et l'extérieur est plus marquée induisant un tirage thermique plus important. Donc, la dépression du soubassement y est plus élevée, ce qui favorise un fonctionnement accru du système. En été, étant donné que la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur est plutôt faible, le tirage thermique est moindre, mais le flux convectif qui cause l'entrée des polluants dans les bâtiments est aussi assez faible à cause de la dépression du bâtiment plus faible, ce qui peut avoir un effet compensatoire.

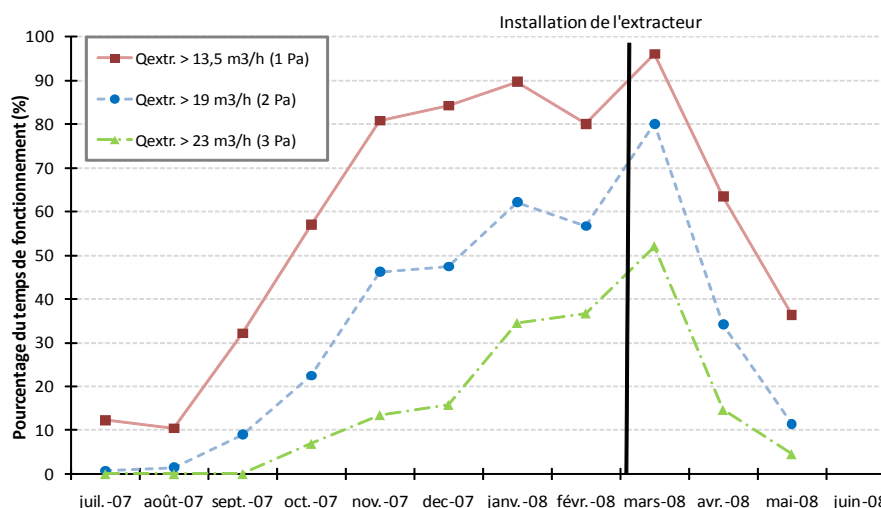


Figure 1.23 : Évolution annuelle du pourcentage de fonctionnement du SDS (Abdelouhab et al., 2010).

1.8.4 INFLUENCE DU TYPE D'EXTRACTEUR

Le type d'extracteur du SDS peut jouer sur sa performance aéraulique. On distingue plusieurs types d'extracteur (Figure 1.24) : extracteur mécanique, stato-mécanique, cape à l'italienne, l'extracteur solaire,...



Extracteur solaire



Extracteur stato-mécanique



Extracteur mécanique



Extracteur cape à l'italienne

Figure 1.24 : Type d'extracteurs

L'étude expérimentale d'Abdelouhab et al. (Abdelouhab et al., 2011) a montré que le fonctionnement de l'extracteur «stato-mécanique» en fonction statique est remarquable, notamment pour des vents significatifs de vitesse supérieure approximativement à 3 m/s. Le débit extrait est multiplié par deux par rapport à la «cape à l'italienne». En outre, les résultats ont montré que l'extracteur «stato-mécanique»

stabilise les débits extraits, donnant moins de variations (Figure 1.25). D'autres types d'extracteur passifs sont utilisés comme l'extracteur assisté par un système photovoltaïque.

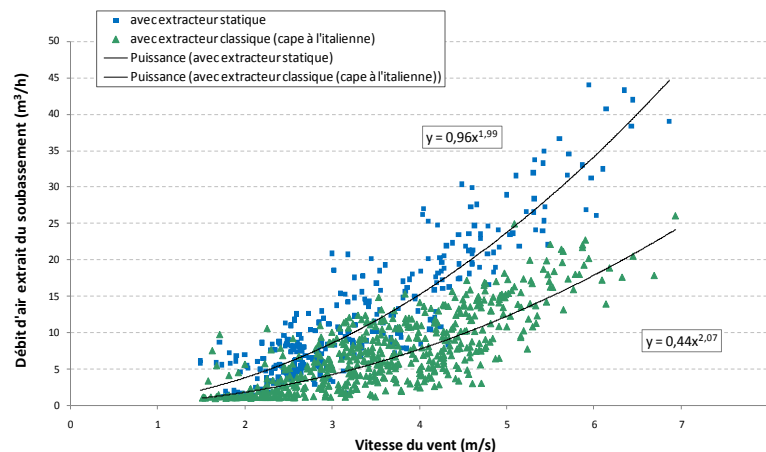


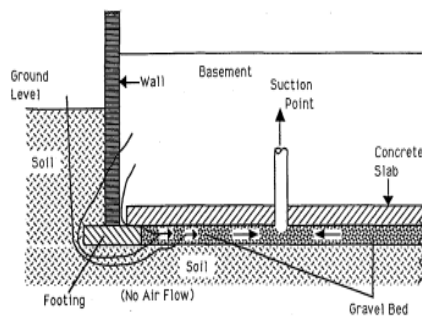
Figure 1.25 : Débit extrait par SDS Naturel en fonction de la vitesse du vent et du type d'extracteur (Abdelouhab, 2011).

1.8.5 MODELISATION D'UN SYSTEME DE DEPRESSURISATIONS DU SOL (SDS)

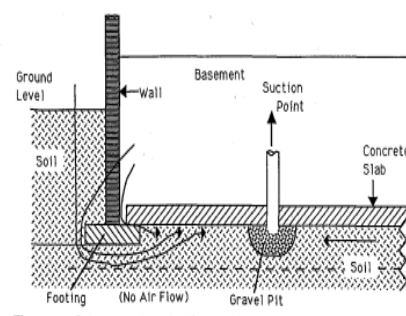
Quelques études ont été effectuées sur la modélisation des SDS, notamment le modèle analytique développé par Reddy et al. (Reddy et al., 1991), les modèles numériques de Bonnefous (Bonnefous, 1992) et Halford et Freeman (Halford et Freeman, 1996).

1.8.5.1 MODELE ANALYTIQUE DE REDDY ET AL. (1991)

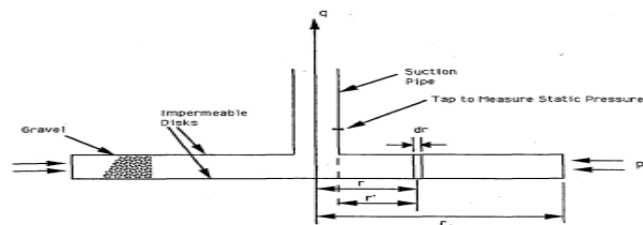
Dans ce modèle, l'écoulement de l'air dans le lit de gravier est supposé radial entre deux disques imperméables représentant respectivement la face inférieure de la dalle et l'interface sol/ lit de gravier.



a) Schéma conceptuel SDS avec lit de gravier sous le plancher



b) Schéma conceptuel SDS sans lit de gravier sous le plancher



c) Schéma du modèle mathématique du flux radial entre deux disques

Figure 1.26 : Modèle conceptuel de Reddy et al. (1991)

Le débit d'air entrant dans le conduit de dépressurisation est donné par l'équation analytique du flux radial entre deux disques (Figure 1.26 c) :

$$\frac{P(r) - P_0}{\rho_w g} = a \frac{\rho_a}{\rho_w} \left(\frac{Q_{sds}}{2\pi e} \right)^b \frac{1}{1-b} \left(r^{1-b} - r_0^{1-b} \right) \quad (1.60)$$

Où Q_{sds} est le débit extrait, $P(r)$ et P_0 sont les pressions aux bords du disque (Figure 1.26 c), a est un paramètre représentatif de la résistivité à l'écoulement du milieu poreux, b est un coefficient caractérisant un régime turbulent, pour un régime laminaire $b=1$, e est l'épaisseur du disque, ρ_a et ρ_e sont respectivement la densité de l'air et de l'eau, g est l'accélération de la pesanteur. Comme l'ont décrit Bonnefous (Bonnefous, 1992) et Gadjil et al. (Gadjil et al., 1992), ce modèle comporte plusieurs problèmes, le premier concerne la non prise en compte des fissures dans le plancher bas parce que leur présence peut avoir un impact considérable sur les champs de pression et de vitesse dans le lit de gravier. Selon l'étude expérimentale de Turk (Turk, 1991), 40 à 90 % de l'air aspiré par le SDS provient de l'intérieur des locaux. De plus, avec ce modèle, il est impossible de calculer le débit de radon pénétrant dans le bâtiment, ce calcul indispensable pour évaluer l'efficacité d'un SDS. La deuxième limite de ce modèle est qu'il n'est utilisable que dans le cas où la perméabilité du sol est très inférieure à la perméabilité du lit de gravier. En effet, dans le cas contraire l'interface sol/lit de gravier ne peut être supposée imperméable et par conséquent le modèle devient incorrect. Il faut aussi souligner que les conditions aux limites pour la pression sont prises aux bords des semelles des fondations. Donc ce modèle suppose que tout l'air vient de ces bords, ce qui est très discutable. Ces limites sont mal placées, effet, si l'interface sol/gravier est supposée imperméable, un débit d'air ne proviendrait pas des murs de fondations imperméables.

Cependant, l'exploitation de ce modèle a permis aux auteurs de conclure que le bon fonctionnement d'un SDS dépend plus de la perméabilité du sol que celle du lit de gravier.

1.8.5.2 MODELE NUMERIQUE DE BONNEFOUS (1992)

Bonnefous (1992) a utilisé le même modèle 3 D que Loureiro et al. (Loureiro et al., 1990) pour étudier la performance des systèmes de ventilation du sol. Ce modèle numérique est basé sur la méthode des différences finies. Il tient compte du transport convectif et diffusif dans le sol et dans le lit de gravier sous la dalle. L'écoulement dans le lit de gravier est décrit par la loi de Darcy-Forchheimer (Équation 1.12) et l'équation de continuité pour des gaz incompressibles. Le transport convectif et diffusif dans le plancher bas n'est pas pris en compte, le modèle ne tient compte que du transport dans la fissure périphérique. La concentration du radon dans le bâtiment est calculée en résolvant l'équation suivante :

$$\vec{\nabla} \cdot (\vec{D} \vec{\nabla} C) - \vec{\nabla} \cdot (\vec{u} C) + \varepsilon (G - \lambda C) = 0 \quad (1.61)$$

Où C est la concentration du radon, u la vitesse, λ l'inverse de la constante du temps du radon, G la génération du radon dans le sol et ε la porosité totale.

Cette étude numérique a permis d'identifier les mécanismes contribuant à la performance des systèmes de ventilation : inversion du sens de l'écoulement entre la cave et la diminution de la concentration du radon dans le sol par un effet de « lavage » du sol; la présence d'un lit de gravier très perméable sous le plancher bas permet d'augmenter la performance des systèmes.

1.8.5.3 MODELE NUMERIQUE DE HOLFORD ET FREEMAN (1996)

Pour étudier l'efficacité du SDS naturel, Holford et Freeman (Holford et Freeman, 1996) ont utilisé le modèle élément fini, instationnaire, Rn3D, qui simule les transports convectif et diffusif en diphasique (liquide et gaz) dans un milieu poreux (Harold, 2003). Le transport dans le milieu poreux est régi par la loi de Fick en diffusion et la loi de Darcy en convection. Ce modèle a permis de particulièrement confirmer que l'élévation de la concentration du radon dans le bâtiment à cause du chauffage du bâtiment est atténuée quand le SDS est en fonctionnement.

1.8.5.4 MODELE DE CRIPPS (1998)

Le modèle développé par Cripps (Cripps, 1998) pour estimer le débit extrait par le SDS ressemble à celui développé par Reddy et al. (Reddy et al., 1991). Ce modèle suppose que le sol est imperméable, ainsi que le plancher bas. Tout l'air entrant dans le SDS vient de l'intérieur du bâtiment à travers une fissure périphérique. Comme dans le modèle de Reddy et al. (1991), l'écoulement dans lit de gravier est radial (Figure 1.26 c). La résistance du lit de gravier est en série avec la résistance de la fissure périphérique du plancher bas. L'écoulement dans le lit de gravier est régi par la loi de Darcy-Forchheimer (équation 1.12).

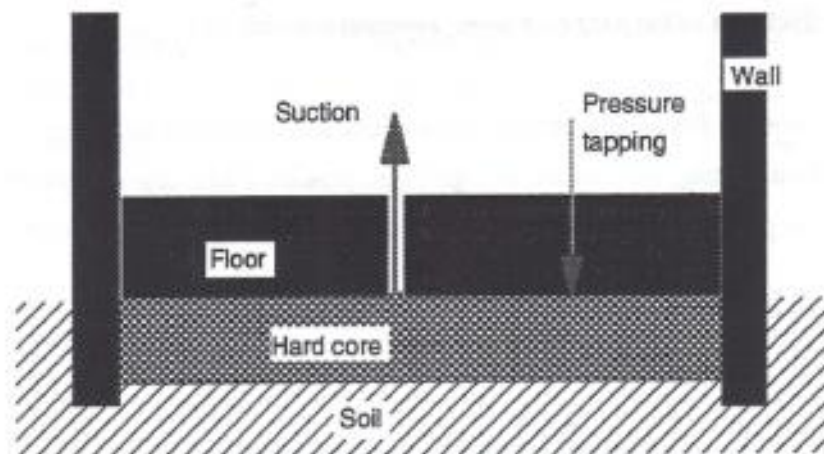


Figure 1.27 : Modèle conceptuel de Cripps (1998)

Comme le modèle de Reddy et al. (1991), ce modèle suppose un sol et une dalle imperméables. Ce modèle n'est adapté que pour un dallage indépendant. La chute de pression dans le lit de gravier s'écrit :

$$\Delta P = \frac{\mu}{2\pi L_G k_{grav}} \left(\ln\left(\frac{r_0}{r}\right) + \frac{cQ_{sds}}{2\pi d} \left(\frac{1}{r} - \frac{1}{r_0} \right) \right) + Q_{sds} R_{fiss} \quad (1.62)$$

c est le coefficient de Forchheimer, L_G est l'épaisseur de la couche de gravier, r_0 et r sont indiqués à la figure 1.26 c.

1.9 BESOIN D'UN MODELE DE DIMENSIONNEMENT DES SDS

La pratique a montré que parfois les SDS installés sont sous-dimensionnés et par conséquent ne parviennent pas à réduire efficacement la concentration des gaz du sol dans les bâtiments ; parfois les systèmes sont surdimensionnés, dans ce cas ils augmentent la consommation énergétique (Reddy et al., 1991). Pour éviter ces mauvaises pratiques qui nuisent à l'efficacité des systèmes, il ressort une nécessité du développement d'un outil de dimensionnement de ce type de système qui pourrait être utilisé par les

professionnels et les bureaux d'études à fin d'étudier la pertinence de tel système sur un projet de bâtiment par exemple

1.10 CONCLUSION

Tout d'abord, cette étude bibliographique a présenté les polluants gazeux du sol (Radon et COV) et leurs impacts sanitaires. Ensuite, leurs mécanismes de transfert dans les environnements intérieurs ainsi que les facteurs d'influence de ce transfert ont été présentés. Par la suite, les modèles les plus utilisés dans l'évaluation des risques sanitaires de ces pollutions et leur analyse critique ont été décrits. Enfin, le système de dépressurisation du sol comme système de protection contre ces pollutions gazeuses du sol a été présenté, notamment la modélisation de ce type de système et les paramètres influençant leur efficacité.

Cette étude bibliographique a montré que le transport des polluants gazeux du sol est principalement gouverné par la convection et la diffusion. La diffusion est considérée prépondérante dans le sol loin des fondations. Cependant, à proximité des fondations, les deux phénomènes peuvent contribuer au transfert des polluants dans le bâtiment. À ce jour, on peut constater un manque d'exhaustivité dans la prise en compte des typologies de soubassement sur l'estimation du débit d'air convectif. L'estimation de ce débit d'air est très importante puisqu'il est le moteur de la convection. Par conséquent, au cours de cette thèse on se focalisera dans un premier temps sur l'estimation du débit d'air convectif entrant dans les typologies de soubassement les plus rencontrées en France. On traitera également les typologies de soubassements particuliers à savoir, les fondations avec des murs enterrés et celles possédant un lit gravier sous le plancher bas. Notamment, on tiendra à développer des lois analytiques ayant la forme débit-pression $Q=k \Delta P$ afin d'intégrer facilement les modèles développés dans un code de ventilation multizone dédié à l'étude de la qualité de l'air intérieur.

Par ailleurs, pour un dallage sur terre-plein, la fissuration et les points singuliers du plancher bas peuvent affecter sa perméabilité. La prise en compte de ces défauts d'étanchéité constitue une des limites des modèles analytiques existants de transport des polluants dans le bâtiment. Au cours de cette thèse on essayera d'améliorer cette prise en compte des défauts d'étanchéité au niveau du plancher bas.

L'analyse critique des modèles analytiques d'évaluation des risques à l'entrée de polluants gazeux du sol fait ressortir quelques lacunes sur la prise en compte du transfert combiné de la convection et de la diffusion auprès des fondations, notamment sur les conditions aux limites de la prise en compte de la convection, sur la zone d'influence de la convection et sur l'influence relative des phénomènes de convection et diffusion. Ainsi, dans un second temps nous chercherons à bien distinguer les conditions aux limites sur la prise en compte de la convection afin de bien définir la zone d'influence de la convection. Nous chercherons également à clarifier l'influence relative des phénomènes de convection et diffusion. Après une élucidation sur ces différents points, nous proposerons un modèle de transfert combiné convection/diffusion pouvant tenir compte des lacunes décelées.

Par ailleurs, l'un des moyens de lutte le plus efficace contre le transfert des polluants gazeux du sol est le système de dépressurisation du sol (SDS). Il en existe deux types : le SDS naturel et le SDS actif ou mécanique. Le SDS naturel a l'avantage d'être moins énergivore et moins coûteux en maintenance, même s'il est moins efficace que le SDS actif. Un des buts de cette thèse est le développement d'un modèle de dimensionnement d'un SDS naturel. L'étude bibliographique a montré une nécessité de développement de ce type de modèle pour optimiser le dimensionnement des SDS. Le modèle développé sera confronté aux résultats expérimentaux d'Abdelouhab (Abdelouhab, 2011) concernant le débit extrait par un SDS naturel et la dépression engendrée au soubassement. Après intégration du modèle

développé dans un code de ventilation une étude sera effectuée pour étudier l'impact des systèmes de ventilation du bâtiment sur l'efficacité du SDS.

2 DEVELOPPEMENT DES MODELES ANALYTIQUES DE QUANTIFICATION DU DEBIT D'AIR ENTRE LE SOL ET LE BATIMENT

L'étude bibliographique précédente a permis de déceler des lacunes dans la prise en compte des phénomènes de convection et diffusion dans les modèles analytiques de transfert de polluants gazeux du sol vers les environnements intérieurs. Dans ce chapitre, on se focalise sur l'amélioration de la prise en compte du transport convectif. L'une des faiblesses essentielles des modèles actuels est le manque d'exhaustivité dans la prise en compte des différentes typologies de soubassement pour l'estimation du débit d'air convectif entrant dans les bâtiments. La figure 2.1 montre les typologies de soubassement les plus rencontrées en France selon une enquête menée par l'AQC (Agence qualité Construction). En France, on a environ 50 % de bâtiments avec dallage sur terre-plein, 25 % de bâtiments avec un vide sanitaire et 25 % avec sous-sol. Dans les modèles actuels, seul le dallage indépendant est traité.

Par ailleurs, l'une des limites de ces modèles est la non prise en compte de la fissuration et des points singuliers du plancher bas. De ce fait, nous proposons dans ce chapitre une contribution sous deux aspects : la prise en considération d'une part des typologies de soubassement les plus courantes sur l'estimation du débit d'air convectif, et d'autre part une méthode de prise compte de la fissuration et des points singuliers du plancher bas.

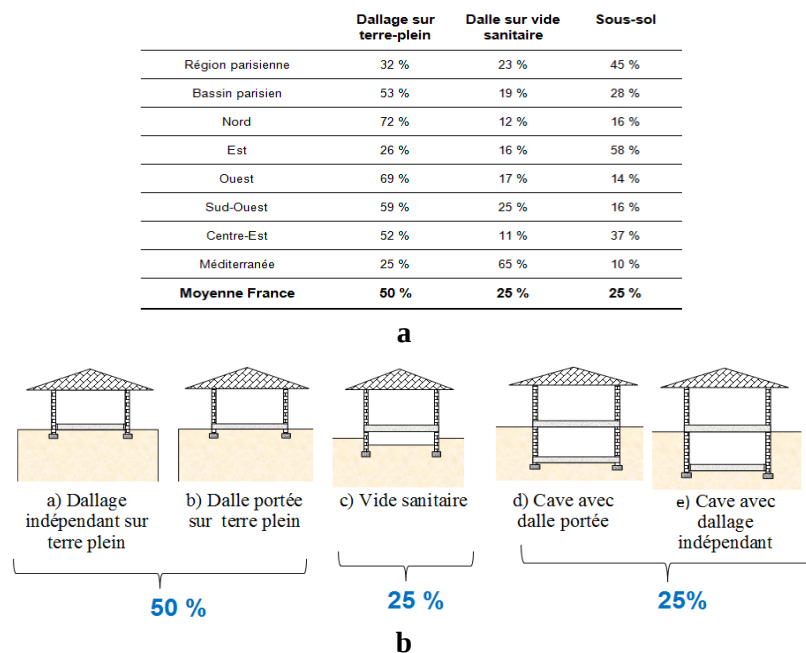


Figure 2.1 : a) Répartition du type d'interface sur 493 maisons individuelles construites entre 1995 et 1996 (Agence Qualité Construction). b) Typologies traitées dans cette étude

On présente dans ce chapitre dans un premier temps, le développement de modèles analytiques pour l'estimation du débit d'air entrant dans différentes typologies de soubassement. L'impact de la présence d'un lit de gravier sous le plancher bas et celui de la perméabilité des murs enterrés sont traités. Ensuite, une méthode de prise en compte de la fissuration et des points singuliers du plancher bas est proposée. Dans un second temps une validation expérimentale des modèles développés est réalisée. Enfin, une application des modèles par leur intégration dans un code de simulation thermo-aéraulique multizone est présentée.

2.1 METHODOLOGIE DU DEVELOPPEMENT DES MODELES ANALYTIQUES

Afin de développer les modèles analytiques, une étude numérique est préalablement réalisée pour d'une part observer et poser des hypothèses sur l'évolution des lignes de courant dans les différents milieux, et d'autre part pour valider les modèles développés.

2.1.1 MODELISATION NUMERIQUE

L'étude numérique est réalisée avec le code Comsol Multiphysics. Ce code, basé sur la méthode des éléments finis est flexible. Il propose des maillages non structurés qui ont l'avantage de pouvoir modéliser des géométries complexes. De plus, l'utilisateur a accès aux équations des modèles prédéfinis et peut ainsi les modifier et/ou entrer ses propres équations. Dans la littérature, ce code a déjà été utilisé pour étudier le transport des substances volatiles dans les bâtiments (Bozekurt et al., 2003; Pennel et al., 2010 ; Yao et al., 2012; Marzougui, 2012; Muzielak, 2012). L'étude numérique est effectuée avec les hypothèses suivantes : l'écoulement est bidimensionnel (2-D) et stationnaire, les différents milieux : le sol, le plancher bas (dalle) et le gravier sont assimilés à des milieux poreux. Ces milieux sont aussi supposés homogènes, isotropes et isothermes. L'écoulement de l'air dans le sol est gouverné par la loi de Darcy (Équation 1.11) et l'équation de continuité :

$$\vec{\nabla} \vec{u} = 0 \quad (2.1)$$

Pour les typologies ayant une fissure en périphérie de dallage, l'équation de Brinkman (Brinkman, 1947) est utilisée. Cette équation est une généralisation de la loi de Darcy qui facilite l'adaptation des conditions aux limites à l'interface entre les larges pores (ex : gravier) et le milieu perméable (ex : la fissure) (Martys, 2001). L'équation de Brinkman se présente comme suit :

$$\vec{\nabla} P + \mu_{\text{eff}} \nabla^2 \vec{u} + \frac{\mu}{k_{\text{eff}}} \vec{u} = 0 \quad (2.2)$$

Où μ_{eff} est la viscosité effective du gaz. La viscosité effective est un paramètre qui permet de prendre en compte la contrainte de cisaillement à l'interface milieu libre/milieu poreux. En l'absence de toute connaissance définitive sur ce rapport, il est supposé que $\mu_{\text{eff}}/\mu=1$ (Martys, 2001). Pour de faibles vitesses, $\mu_{\text{eff}} \nabla^2 \vec{u} \ll \frac{\mu}{k} \vec{u}$, l'équation de Brinkman peut être réduite à la loi de Darcy. Par ailleurs, l'écoulement de l'air dans une fissure peut être régi par l'équation de Navier-stokes incompressible et stationnaire :

$$\vec{\nabla} P + \vec{u} \vec{\nabla} \vec{u} - \mu \nabla^2 \vec{u} - \rho \vec{g} = 0 \quad (2.3)$$

où ρ est la densité et g la constante de gravité. Pour des nombres de Reynolds faibles, les effets visqueux dominent les effets d'inertie, l'écoulement à travers la fissure peut alors être représenté par l'équation de Stokes :

$$\vec{\nabla} P + \mu \nabla^2 \vec{u} - \rho \vec{g} = 0 \quad (2.4)$$

2.1.1.1 DOMAINE D'ETUDE

Dans cette étude, les typologies sont présentées en configurations symétriques. La longueur de sol à l'extérieur du bâtiment et sa profondeur sont supposées égales à la moitié de la largeur de la dalle $L_{dalle}/2$. Cela signifie que nous supposons que les lignes de courant les plus importantes se trouvent à cette distance des fondations, ainsi la zone d'écoulement de l'air est limitée. Cette zone d'écoulement n'existe généralement que dans la zone proche des fondations et sa profondeur est de l'ordre de 1 à 2 m des fondations (Gabergi et al., 1993).

2.1.1.2 CONDITIONS AUX LIMITES

Des flux nuls sont affectés aux limites latérales et à la frontière inférieure du domaine d'études, une pression constante est assignée à l'interface sol/atmosphère P_{ext} , de même qu'à l'interface dalle/intérieur du bâtiment P_{int} , et à l'interface fissure /intérieur du bâtiment P_{int} . (Loureiro, 1990 ; Bozekurt, 2003 ; Pennel et al., 2010). Pour un dallage indépendant, les parois de la fissure ont une condition limite de vitesse nulle « wall » ; il est supposé qu'il n'existe aucun écoulement entre la dalle et la fissure, ainsi qu'entre la fissure et le mur de fondation (Figure 2.2 a).

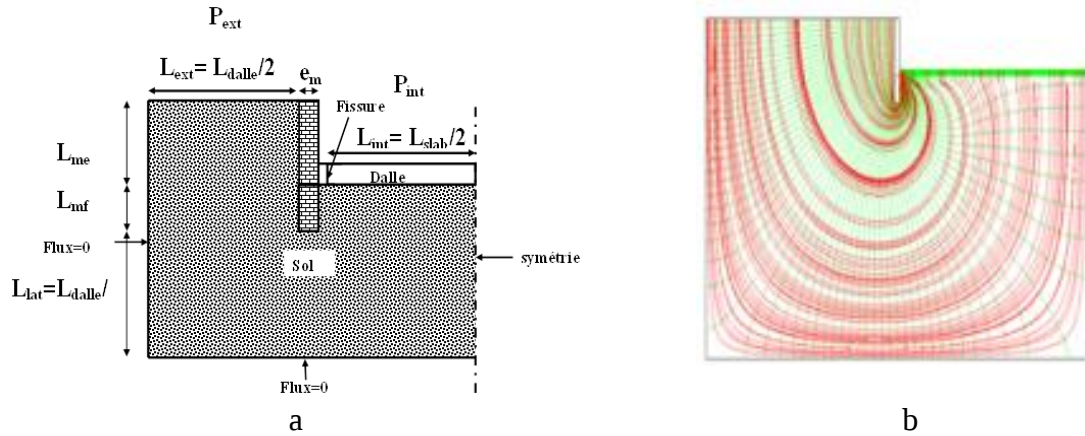


Figure 2.2 : a) Domaine d'études et conditions aux limites b) Domaine d'études, champ de pression (vert) et lignes de courant (rouge)

Une condition de flux nul est fixée sur les frontières latérales et la limite inférieure du domaine d'étude. Une pression constante est affectée à l'interface sol-atmosphère (P_{ext}), ainsi qu'à l'interface dalle/intérieur du bâtiment (P_{int}) et à la sortie de la fissure périphérique (P_{int}). Sur les parois de la fissure, une condition de non glissement (vitesse nulle) est fixée.

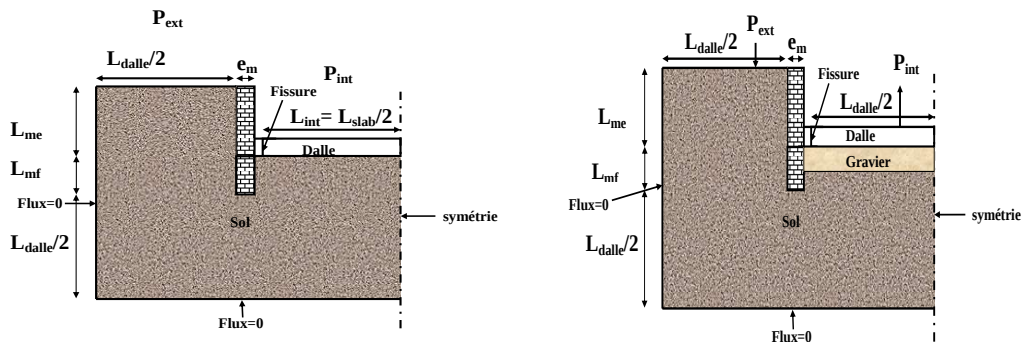
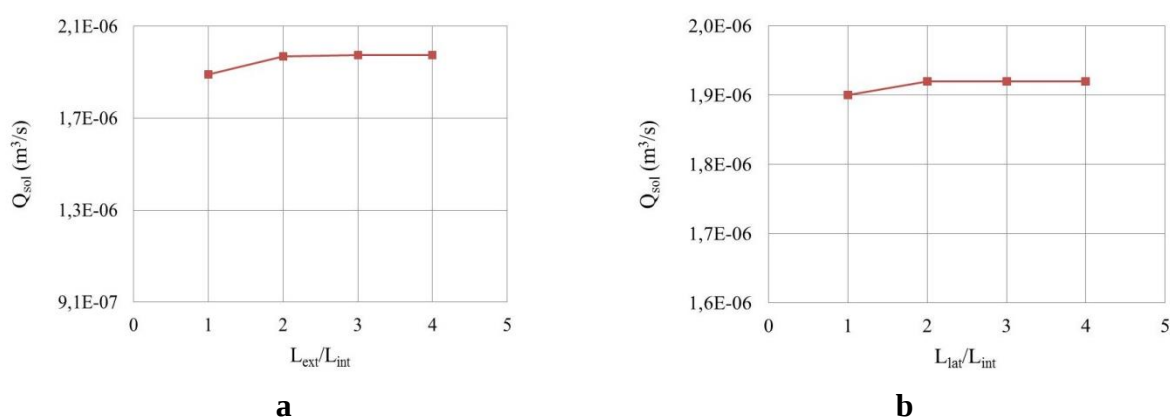


Figure 2.3 : Domaine d'étude et conditions aux limites : a) typologie sans lit de gravier b) typologie avec lit de gravier

2.1.2 INFLUENCE DE LA TAILLE DU DOMAINE D'ETUDE SUR LES DEBITS D'AIR

Pour évaluer l'influence de l'extension géométrique du domaine sur la solution numérique, nous avons représenté l'évolution du débit d'air en fonction de L_{ext}/L_{int} , le rapport entre la largeur extérieure et la demi-largeur de la dalle (Figure 2.3 a), ainsi que l'évolution du débit en fonction de L_{lat}/L_{int} , rapport entre la profondeur du sol et la demi largeur intérieure de la dalle (Figure 2.3 a). La longueur intérieure du sol est fixée à quatre mètres, la longueur à l'extérieur et la profondeur du sol varient de 4 à 20 m avec un incrément de 4 m.



**Figure 2.4 : Influence de la taille du domaine a) influence de la longueur extérieure du domaine
b) Influence de la largeur**

La figure 2.4 montre que l'hypothèse faite sur les rapports ($L_{ext}/L_{int} = 1$ et $L_{lat}/L_{int} = 1$) est acceptable. En effet, les débits d'air n'augmentent que de 4% lorsque la profondeur du sol L_{lat} est multipliée par 2 (Figure 2.4 b) et de 2% lorsque la largeur du sol extérieur L_{ext} est aussi multipliée par 2 (Figure 2.4 a). Donc, la limitation de la largeur du domaine à l'extérieur et la profondeur du domaine à la moitié de la largeur de la dalle ont un impact négligeable sur les débits d'air entrants dans le bâtiment. Cela s'explique par le fait que les lignes de courant les plus importantes se trouvent à une distance inférieure à cette dimension. Les résultats présentés ici sont obtenus pour un vide sanitaire, les autres typologies conduisent aux mêmes conclusions.

2.2 DEVELOPPEMENT DU MODELE ANALYTIQUE

La méthode proposée dans cette étude pour quantifier le débit d'air est basée sur l'analogie entre le transfert de chaleur par conduction et l'écoulement de l'air dans un milieu poreux (Tableau 2.1). L'analogie entre l'écoulement de l'air et le transfert de chaleur a été utilisée par Scott (Scott, 1983). Il a montré que les deux processus sont décrits par des équations similaires et que le transport convectif du gaz du sol dans le bâtiment est semblable au transfert de la chaleur à travers un milieu semi-infini de conductivité thermique uniforme. Mowris et Fisk (§1.51.2) ont utilisé une méthode similaire pour quantifier l'entrée du radon dans les bâtiments. Dans la littérature, cette méthode n'a été utilisée que pour quantifier le débit d'air entrant dans une fissure périphérique du soubassement (dallage indépendant). Il est important de noter ici, qu'on cherche à développer des modèles analytiques de débits d'air pour deux raisons principales, la première est l'amélioration de la prise en compte du transport convectif auprès des fondations et la deuxième est l'obtention des lois de débits intégrables dans les codes de ventilation en vue d'étudier l'impact des polluants venant du sol sur la qualité de l'air intérieur.

Nous présentons maintenant l'analogie entre le transfert de chaleur et l'écoulement de l'air dans les milieux poreux. Ensuite, nous montrons la possibilité qu'offre cette méthode pour quantifier les débits d'air entrant dans plusieurs typologies de soubassement. En particulier, l'impact de la présence d'un lit

de gravier sous le plancher bas, la perméabilité des murs enterrés et la présence d'un remblai seront traitées.

2.2.1 ANALOGIE ENTRE TRANSFERT DE CHALEUR ET ECOULEMENT DE L'AIR DANS UN MILIEU POREUX

Dans le transfert de la chaleur et l'écoulement de l'air à travers un milieu poreux, le vecteur densité de flux est proportionnel au gradient d'un scalaire ; le gradient de température pour le transfert de chaleur et le gradient de pression pour l'écoulement de l'air. Le transfert de chaleur par conduction dans un solide homogène est décrit par la loi de Fourier. Cette loi stipule que, à tout point d'un milieu isotrope, le vecteur densité de flux de chaleur est proportionnel au gradient de température (Tableau 2.1). L'écoulement d'air à travers un milieu poreux est décrit par la loi de Darcy (Équation 1.11). Elle stipule qu'à tout point d'un milieu poreux isotrope, le vecteur vitesse est proportionnel au gradient de pression. Par analogie avec un transfert de chaleur, le ratio k/μ est une sorte de "conductivité du flux d'air". Enfin, une analogie complète entre transfert de chaleur et écoulement d'air est réalisée (Tableau 2.1).

	Thermique	Aéraulique
Variable d'état	Température (T)	Pression (P)
Vecteur densité de flux/ Vecteur vitesse	$\vec{\phi} = -\lambda \cdot \text{grad } T$	$\vec{u} = -\frac{k}{\mu} \text{grad } P$
Densité de flux dans la direction 'x'	$\phi = -\lambda \cdot \frac{dT}{dx}$	$u = -\frac{k}{\mu} \frac{\partial P}{\partial x}$
Flux total	$\phi = \frac{T_1 - T_2}{R_T}$	$Q_m = \frac{P_1 - P_2}{R_m}$

Tableau 2.1 : l'analogie aéraulique avec la thermique

Cette analogie est la base du développement des modèles présentés dans cette étude. Les débits entrant dans les bâtiments sont exprimés par des lois donnant une relation linéaire entre le débit et la pression qui s'écrivent :

$$q = R_m^{-1} \Delta P \quad (2.5)$$

Où q est le débit entrant dans le bâtiment par unité de longueur d'une façade, ΔP est la différence de pression motrice entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. R_m est la résistance totale des différents milieux traversés par l'air. Le débit total d'air Q entrant dans le bâtiment est estimé en multipliant q par le périmètre du bâtiment. Dans les développements suivants, les résistances écrites en minuscule "r" ont une forme élémentaire et celles écrites en majuscule «R», une forme intégrée.

N.B. : Dans ce chapitre, dans les équations développées, les différences de pression ΔP sont des différences de pression motrice, donc le terme de gravité n'apparaîtra pas dans les différentes équations.

2.2.2 RESISTANCES A L'ECOULEMENT DE L'AIR : LES CONFIGURATIONS TYPIQUES

Pour développer des modèles analytiques, il a été nécessaire de combiner différentes résistances élémentaires. On a supposé quatre types de résistances en fonction de l'évolution des lignes de courant dans les différents milieux (sol, dalle, fissure). Les hypothèses sur l'évolution des lignes de courant ont été établies sur la base de l'observation de leur comportement dans le modèle numérique (par exemple : dallage indépendant (Figure 2.2 b). Cette observation a permis de les classer en quatre configurations géométriques :

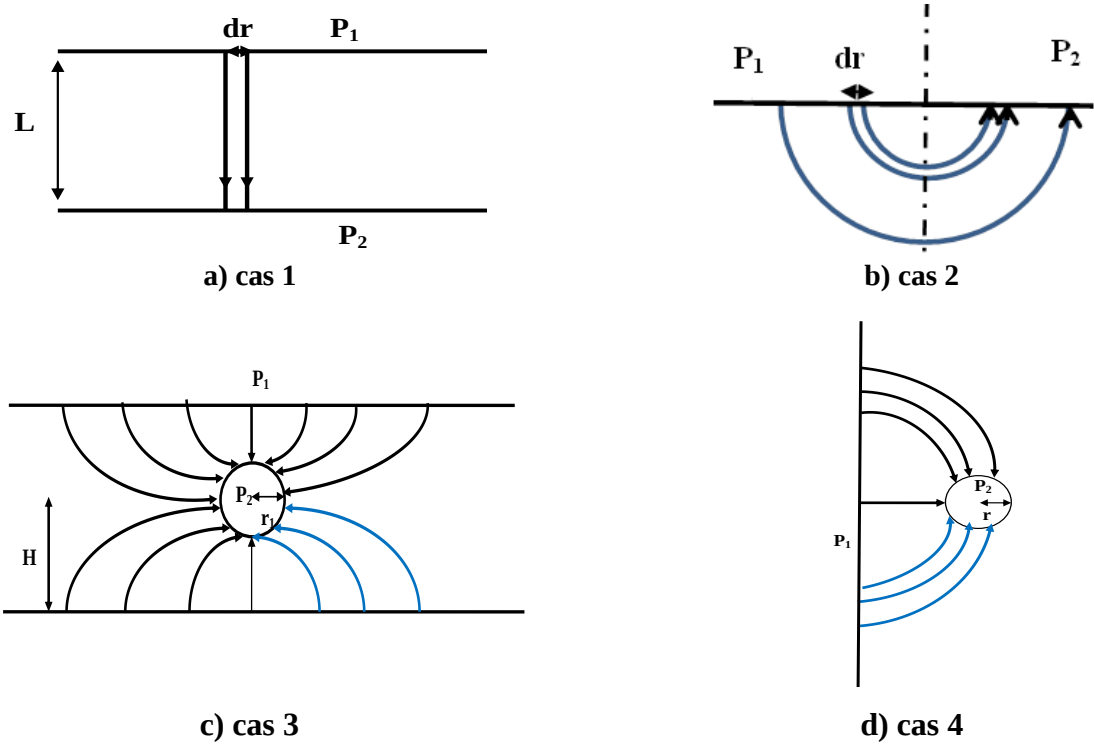


Figure 2.5 : configurations typiques : cas 1) : lignes de courant verticales, b) cas 2 : circulaires c) cas 3 : lignes entrant dans un quart de cylindre (lignes bleues) d) cas 4 : lignes de courant entrant dans un demi-cylindre (lignes bleues).

Cas 1) Le débit d'air élémentaire traversant une couche verticale de sol peut être exprimé par :

$$dq = u \times ds \quad (2.6)$$

La section élémentaire de passage de fluide est :

$$ds = dr \quad (2.7)$$

Où ds est la section élémentaire de passage de fluide, dr la largeur élémentaire du milieu solide. La vitesse de l'air induite par un gradient de pression ∇P est déterminée à partir de la loi de Darcy (Équation 1.11). En remplaçant l'expression de la vitesse de Darcy dans l'équation (2.6), le débit volumique élémentaire par unité de longueur à travers le milieu poreux est :

$$dq = \left(\frac{k}{\mu} \nabla P \right) \times (dr) \quad (2.8)$$

Le gradient de pression peut être estimé en utilisant la formule simple suivante :

$$\nabla P = \frac{dP}{L} \quad (2.9)$$

où L (m) est la profondeur moyenne et dP (Pa) est la différence de pression entre l'entrée-sortie de la couche. Enfin, la résistance à l'écoulement à travers une couche du milieu poreux vertical est donnée par :

$$r_{cas\ 1} = \frac{dP}{dq} = \frac{L \times \mu}{k \times dr} \quad (2.10)$$

Cas 2) pour des lignes de courant circulaires dans le sol (Abdelouhab et al., 2010), un raisonnement similaire au cas précédent peut être utilisé. Le gradient de pression peut être estimé en utilisant l'expression suivante :

$$\nabla P = \frac{dP}{\pi r} \quad (2.11)$$

Par la suite, la résistance à l'écoulement d'air d'un tube de courant circulaire à travers une couche du sol est :

$$r_{cas2} = \frac{dP}{dq} = \frac{\pi \times r \times \mu}{k \times dr} \quad (2.12)$$

Cas 3) Le débit d'air entrant dans la section d'un quart de cylindre est obtenu en utilisant l'analogie avec le transfert de chaleur pour un cylindre centré entre deux plaques parallèles (Sunderland et Johnson, 1964). En divisant le flux de chaleur entrant dans le cylindre par quatre, le flux de chaleur entrant dans un quart de cylindre est obtenu. La résistance thermique est donnée par :

$$R_t = \frac{\Delta T}{\phi} = \frac{2}{\pi \lambda_t} \ln \left(\frac{4H}{\pi r_1} \right) \quad (2.13)$$

Avec ϕ est le flux thermique par unité de longueur, ΔT la différence de température, λ_t la conductivité thermique du milieu, r_1 le rayon du cylindre et H la profondeur du cylindre. En utilisant l'analogie du transfert thermique à l'écoulement de l'air dans le sol, $R_{cas\ 3}$ peut être exprimée par :

$$R_{cas3} = \frac{2}{\pi(k/\mu)} \ln \left(\frac{4H}{\pi r_1} \right) \quad (2.14)$$

Cas 4) La résistance du débit entrant dans un demi-cylindre R_{cas4} par unité de longueur du milieu est donnée par l'équation modifiée de Nazaroff proposée par Yao et al. (Yao et al., 2011) et obtenue en utilisant l'analogie électrique (équivalente à l'analogie thermique) (Nazaroff, 1988) :

$$R_{cas4} = \frac{\mu \ln [4D/r_1]}{k} \quad (2.15)$$

Où D est la profondeur du cylindre et r_1 le rayon du cylindre. L'association de différentes configurations présentées ci-dessus (cas 1 à 4) permet de développer des modèles analytiques. Dans cette étude, dans un premiers temps, les murs de fondations enterrés sont supposés imperméables.

2.2.3 BATIMENT AVEC MUR ENTERRE ET SOL NU/VIDE SANITAIRE

Le débit d'air entrant dans un vide sanitaire (sol nu) est estimé avec les hypothèses suivantes : les lignes de courant sont supposées verticales le long du mur de fondation et du mur enterré (r_{mf1} , r_{mf2}). Sous le mur de fondation, elles sont supposées circulaires (r_{smf}).

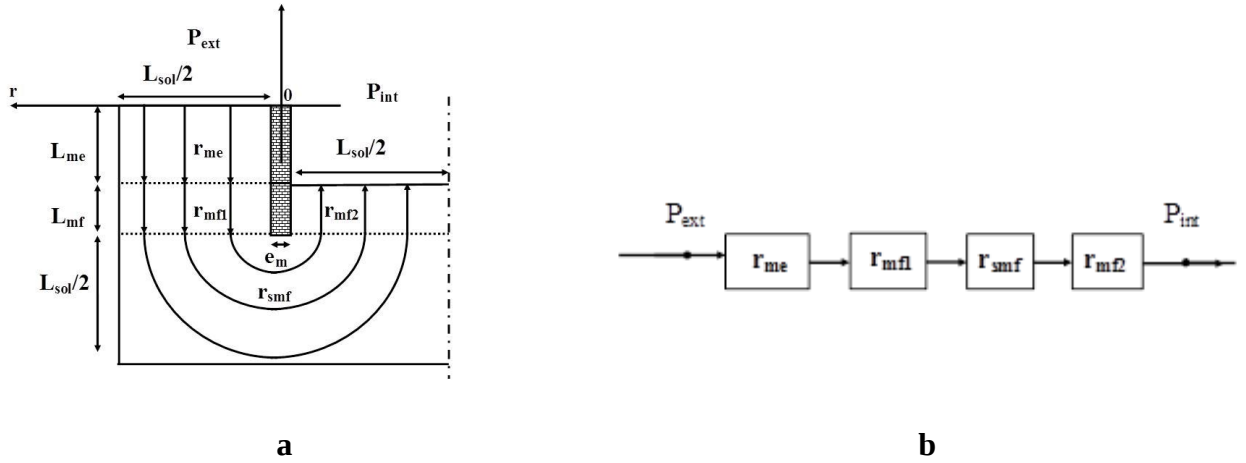


Figure 2.6 : a) typologie vide sanitaire b) réseau de résistances équivalent

Le débit d'air total entrant dans le vide sanitaire peut s'écrire :

$$dq_{vs} = \Delta P [r_{me} + r_{mf1} + r_{smf} + r_{mf2}]^{-1} \quad (2.16)$$

où dq_{vs} est le débit volumique élémentaire par unité de longueur d'une façade. Remplaçons les résistances r_{me} , r_{mf1} , r_{mf2} et r_{smf} (Figure 2.6 a et 2.6 b) par leurs expressions en se basant sur les cas de résistances présentées ci-dessus, r_{cas1} (équation 2.10), et r_{cas2} (équation 2.12). Ensuite en effectuant une intégration de r entre $e_m/2$ et $(L_{sol}+e_m)/2$, l'équation (2.16) devient :

$$q_{vs} = \Delta P \int_{e_m/2}^{(L_{sol}+e_m)/2} \left[\frac{L_{me} \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{2 \times L_{mf} \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{\pi \times r \times \mu}{k_{sol} \times dr} \right]^{-1} dr \quad (2.17)$$

Avec L_{me} la profondeur du mur enterré, L_{mf} la profondeur du mur de fondation, k_{sol} la perméabilité du sol, μ de la viscosité dynamique, et dr la largeur élémentaire du passage de l'air. Enfin le débit entrant dans le bâtiment est :

$$q_{vs} = \Delta P \frac{k_{sol}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{L_{sol} + e_m}{2} \right)}{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \quad (2.18)$$

où q_{vs} est le débit volumique du gaz par unité de longueur de la façade, $\Delta P = P_{ext} - P_{int}$ est la chute de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment, e_m est l'épaisseur de la paroi, L_{sol} la largeur du sol nu.

2.2.4 BATIMENT AVEC UN MUR ENTERRE ET UNE DALLE PORTEE

Pour cette typologie, l'air passe par la porosité de la dalle. Les principales hypothèses sur les lignes de courant sont présentées sur la Figure 2.7 a. Elles sont supposées verticales le long du mur enterré, du mur de fondation et dans la dalle (r_{me} , r_{mf1} , r_{mf2} , r_{dalle}). Sous le mur de fondation, elles sont supposées circulaires (r_{smf}).

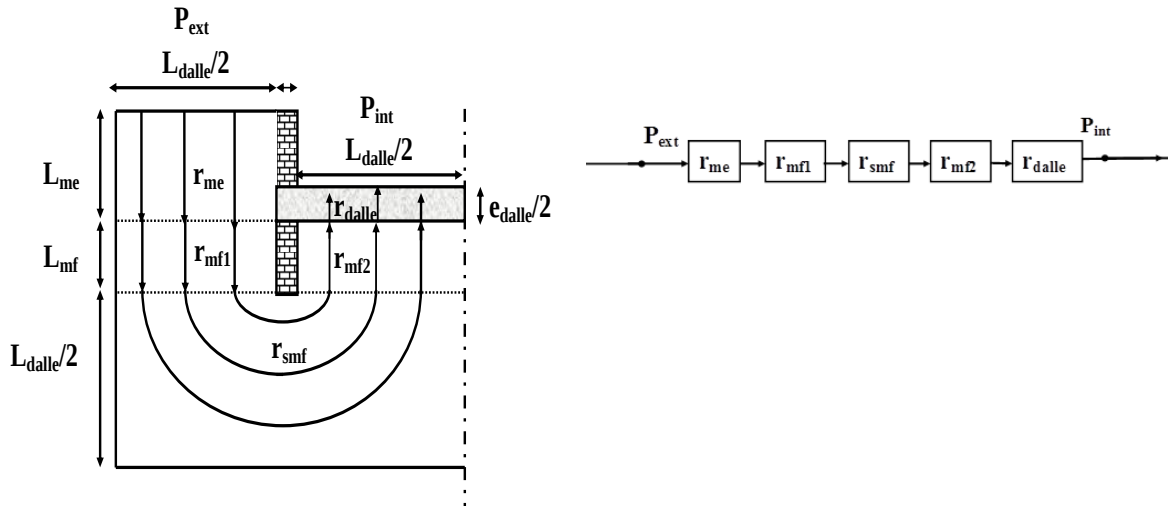


Figure 2.7 : a) typologie dalle portée b) réseau de résistances équivalent

Le débit total d'air traversant le sol et la dalle est :

$$dq_{dp} = \Delta P [r_{me} + r_{mf1} + r_{smf} + r_{mf2} + r_{dalle}]^{-1} \quad (2.19)$$

On utilise les résistances élémentaires r_{cas1} (équation 2.10), r_{cas2} (équation 2.12) pour les résistances, r_{me} , r_{mf1} , r_{mf2} , r_{smf} et r_{dalle} . Ces résistances sont remplacées dans l'équation (2.19). En intégrant r entre $e_m/2$ et $(L_{dalle} + e_m)/2$, le débit d'air entrant dans le bâtiment par unité de longueur de la façade est :

$$q_{dp} = \Delta P \frac{k_{sol}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \left(\frac{e_{dalle}}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{k_{sol}}{k_{dalle}} \right) + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} \right)}{1 + \left(\frac{e_{dalle}}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{k_{sol}}{k_{dalle}} \right) + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \quad (2.20)$$

où q_{dp} est le débit volumique par unité de longueur de la façade et L_{dalle} la largeur du plancher, e_{dalle} est l'épaisseur de la dalle et k_{dalle} la perméabilité de la dalle. Cette dernière équation peut également être utilisée pour une typologie de type radier.

2.2.5 BATIMENT AVEC UN MUR ENTERRE ET UN DALLAGE INDEPENDANT

Pour cette typologie, le débit d'air passe à la fois par la fissure périphérique et par la porosité de la dalle. Le débit d'air est estimé avec les hypothèses suivantes : les lignes de courant sont supposées verticales

le long du mur de fondation, du mur enterré et dans la dalle (r_{mf1} , r_{mf2} , r_{me}). Sous le mur de fondation, elles sont circulaires (r_{smf1} et r_{smf2}). Les lignes de courant allant vers la fissure (Figure 2.8 a et Figure 2.8 b) sont composées de lignes verticales entrant dans une section rectangulaire (r_{mf3}) et d'autres dans un quart de cylindre (r_{mf4}).

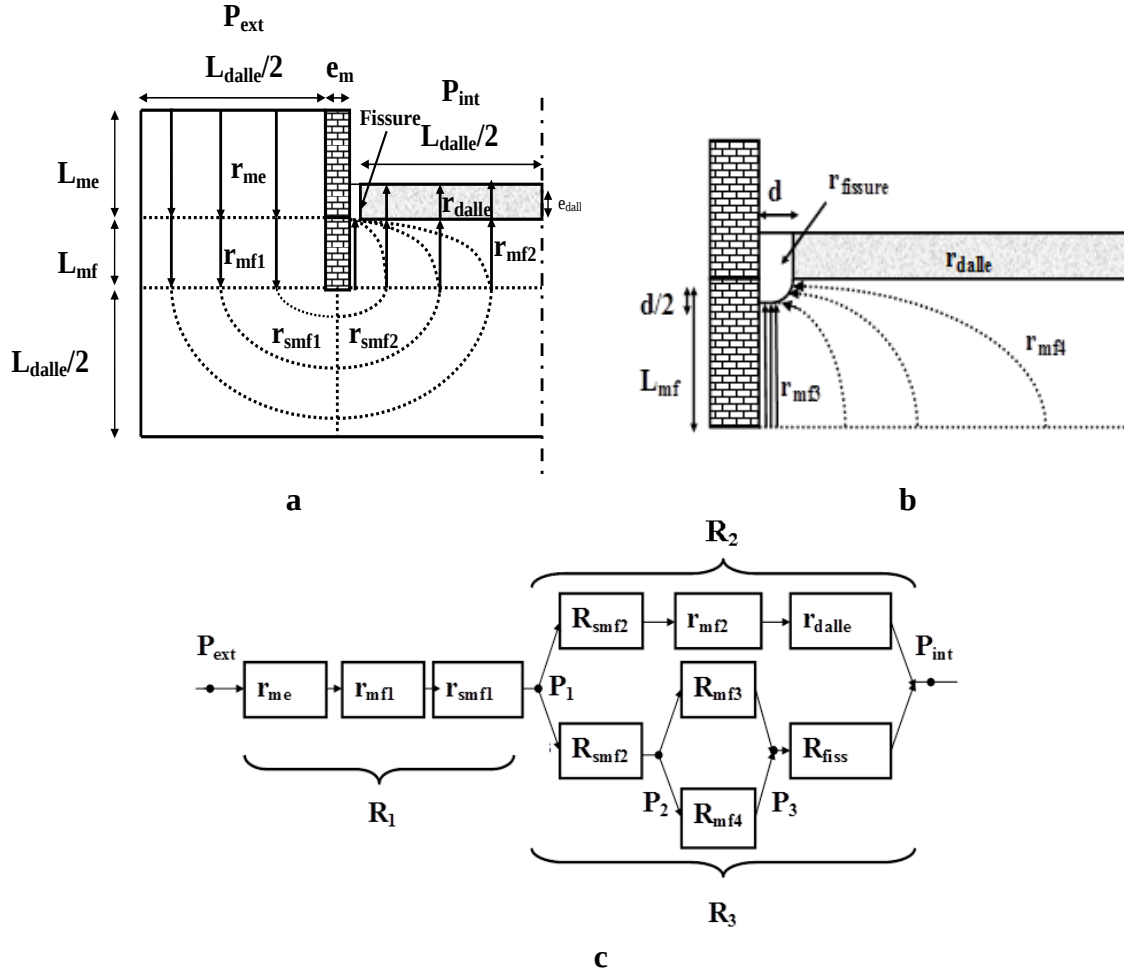


Figure 2.8 : a) mur enterré avec dallage indépendant b) Entrée de la fissure c) réseau équivalent de résistance à l'air

Comme décrit dans la figure 2.8 c, la résistance R_1 du sol est associée en série avec deux autres parallèles, R_2 et R_3 . Cette association s'effectue en supposant l'existence d'une isobare où les différents flux se séparent ou se rejoignent. On suppose une isobare de pression P_1 verticale sous le mur de fondation, une isobare de pression P_2 horizontale sous le mur de fondation, et une P_3 à l'interface sol/fissure. Le débit total d'air entrant dans le bâtiment peut s'écrire :

$$q_{di} = \Delta P \left[R_1 + \left(R_2^{-1} + R_3^{-1} \right)^{-1} \right]^{-1} \quad (2.21)$$

Expression des résistances R_1 et R_2 : Les débits élémentaires à travers les différents milieux traversés par l'air sont donnés par :

$$dq_{di1} = dp_1 (r_{me} + r_{mf1} + r_{smf1})^{-1} \quad dq_{di2} = dp_2 (r_{smf2} + r_{mf2} + r_{dalle})^{-1} \quad (2.22)$$

où q_{g1} et q_{g2} ($m^3 s^{-1} m^{-1}$) sont les débits volumiques élémentaires par unité de longueur de la façade. En insérant r_{smf2} , r_{mf2} et r_{dalle} dans l'équation 2.22, les débits d'air sont :

$$q_{di1} = \Delta P_1 \frac{(L_{dalle} + e_m)/2}{e_m/2} \left[\frac{L_{me} \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{2L_{mf} \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{\pi \times r \times \mu}{2 \times k_{sol} \times dr} \right]^{-1} \quad q_{di2} = \Delta P_2 \frac{(L_{dalle} + e_m)/2}{e_m/2} \left[\frac{\pi \times r \times \mu}{2 \times k_{sol} \times dr} + \frac{L_{mf} \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{e_{dalle} \times \mu}{k_{dalle} \times dr} \right]^{-1} \quad (2.23)$$

Les résistances sont donc données par :

$$R_1 = \frac{\Delta P_1}{q_{di1}} = \left(\frac{\pi \mu}{2 k_{sol}} \right) \ln \left[\frac{1 + \frac{\pi}{2(L_{mf} + L_{me})} \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} \right)}{1 + \frac{\pi}{2(L_{mf} + L_{me})} \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right]^{-1} \quad R_2 = \frac{\Delta P_2}{q_{di2}} = \left(\frac{\pi \mu}{2 k_{sol}} \right) \ln \left[\frac{1 + \frac{\pi}{2 k_{sol} L_{mf}} \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} \right)}{1 + \frac{\pi}{2 k_{sol} L_{mf}} \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right]^{-1} \quad (2.24)$$

Avec L_{dalle} la longueur de la dalle, e_m l'épaisseur du mur de fondation, $\Delta P_1 = P_1 - P_{ext}$ et $\Delta P_2 = P_{int} - P_1$.

Expression de la résistance R_3 : en se basant sur le réseau de résistances (Figure 2.8 c), cette résistance peut être exprimée par :

$$R_3 = \frac{\Delta P_2}{q_{di3}} = R_{smf2} + \left[(R_{mf3})^{-1} + (R_{mf4})^{-1} \right]^{-1} + R_{fiss} \quad (2.25)$$

L'écoulement de l'air à travers la fissure périphérique est décrit par un écoulement laminaire entre deux plaques parallèles infinies. La résistance R_{fiss} de la fissure est donnée par (Mowris, 1986) :

$$R_{fiss} = \frac{12 \times e_{dalle} \times \mu}{d^3} \quad (2.26)$$

Où d est la taille de la fissure périphérique. La résistance à l'écoulement d'air R_{mf3} entrant dans la section rectangulaire est donnée par (Figure 2.8 b) :

$$R_{mf3} = \frac{(L_{mf} - d/2) \times \mu}{k_{sol} \times (d/2)} \quad (2.27)$$

En intégrant entre r de $e_m/2$ à $(L_{dalle} + e_m)/2$, le flux d'air entre l'isobare P_1 et l'isobare P_2 horizontale est donnée par (Figure 2.8 b) :

$$q_{smf2} = (P_2 - P_1) \int_{e_m/2}^{(L_{dalle} + e_m)/2} \left[\frac{\pi \times r \times \mu}{2 \times k_{sol} \times dr} \right]^{-1} \quad (2.28)$$

En utilisant l'analogie avec la résistance (R_{cas3}), la résistance à l'écoulement d'air R_{mf4} est alors donnée par :

$$R_{mf4} = \frac{2 \mu \ln[8 \times L_{mf} / (\pi d)]}{\pi k_{sol}} \quad (2.29)$$

Enfin, la résistance R_3 est :

$$R_3 = \frac{\Delta P_2}{q_{di3}} = \frac{\left(\frac{\pi \mu}{2 k_{sol}} \right)}{\ln(L_{dalle} / e_m + 1)} + \left[\left(\frac{(L_{mf} - d/2) \times \mu}{k_{sol} \times (d/2)} \right)^{-1} + \left(\frac{2 \times \mu \times \ln[8 \times L_{mf} / (\pi d)]}{\pi k_{sol}} \right)^{-1} \right]^{-1} + \frac{12 \times e_{dalle} \times \mu}{d^3} \quad (2.30)$$

2.2.6 MUR ENTERRE AVEC UN DALLAGE INDEPENDANT SANS MUR DE FONDATION

Cette typologie est celle traitée dans la littérature (Nazaroff, 1988 ; Mowris et Fisk, 1988). Cette représentation est à priori moins réaliste, mais servira dans la suite à comparer les résultats obtenues avec la littérature. Pour ce cas, les résistances du sol (r_{me} et r_{smf1}) sont associées à deux résistances du sol en parallèle. D'une part, la résistance du sol r_{smf2} , et la résistance dalle r_{dalle} sont en série ; d'autre part, la résistance du sol r_{smf3} et la résistance de la fissure R_{fiss} sont en parallèle. Cette association de résistances est réalisée en supposant l'existence d'une isobare de pression où les différents flux se séparent ou se rejoignent (Figure 2.9 a). On suppose l'existence d'une isobare de pression verticale P_1 sous le mur enterré (Figure 2.9 a) et P_2 , à l'interface entre la fissure et le sol (Figure 2.9 b). Le débit d'air à travers la fissure périphérique du plancher bas est idéalisé par des lignes de courant entrant dans un demi-cylindre (Figure 2.9 b).

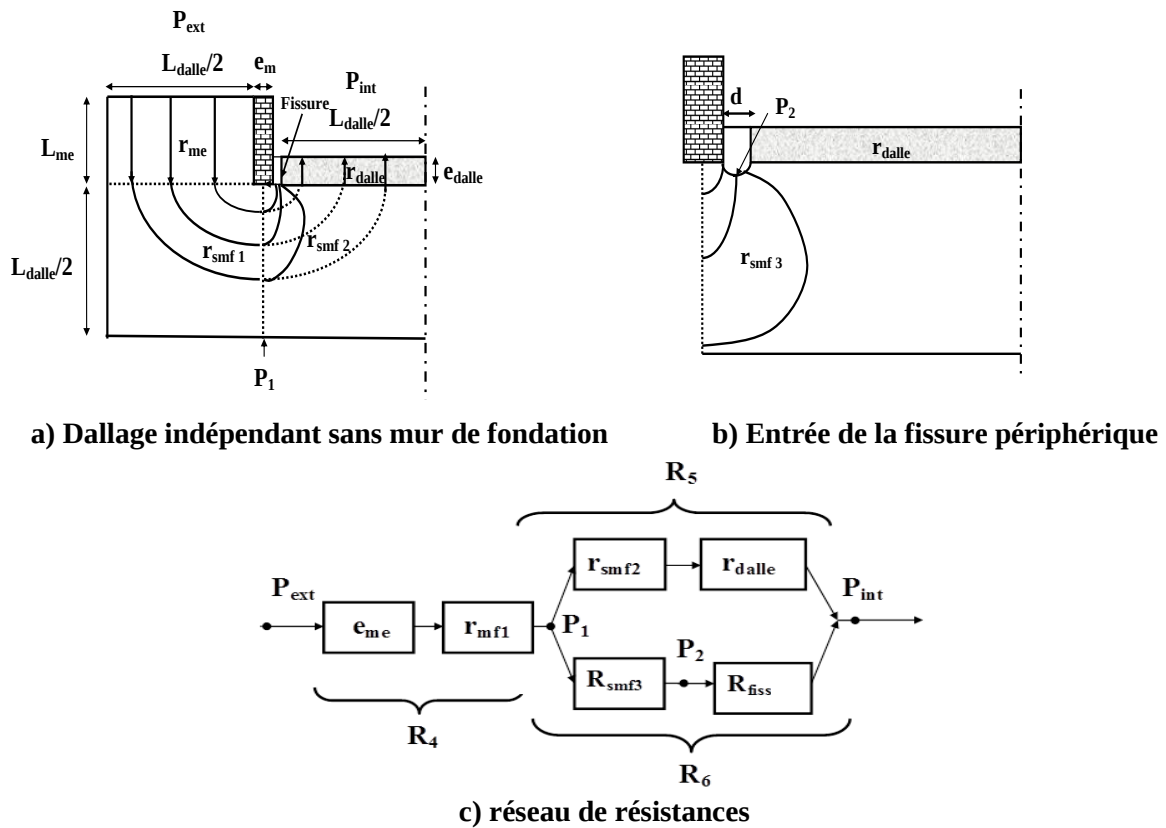


Figure 2.9 : Typologie dallage indépendant sans mur de fondation

En se basant sur le réseau de résistances (Figure 2.9 c), le débit d'air total par unité de longueur de la façade du bâtiment est :

$$q_{di} = \Delta P [R_4 + (R_5^{-1} + R_6^{-1})^{-1}]^{-1} \quad (2.31)$$

Expression des résistances R_4 et R_5 : Les flux élémentaires des différents milieux peuvent s'écrire :

$$dq_{di4} = dP_4 (r_{me} + r_{smf1})^{-1} \quad dq_{di5} = dP_5 (r_{smf2} + r_{dalle})^{-1} \quad (2.32)$$

Où q_{di5} , q_{di6} sont les débits élémentaires ; ΔP_5 et ΔP_6 sont les différences de pression entre les différents milieux. En utilisant l'équation 2.32 et en intégrant r de $e_m/2$ à $(L_{dalle} + e_m)/2$ dans l'équation 2.33, les débits d'air sont :

$$q_{di4} = \Delta P \int_{e_m/2}^{(L_{dalle}+e_m)/2} \left[\frac{L_{me} \times r \times \mu}{k_{sol} \times dr} + \frac{\pi \times r \times \mu}{2 \times k_{sol} \times dr} \right]^{-1} dr \quad q_{di5} = \Delta P \int_{e_m/2}^{(L_{dalle}+e_m)/2} \left[\frac{\pi \times r \times \mu}{2 \times k_{sol} \times dr} + \frac{e_{dalle} \times \mu}{k_{dalle} \times dr} \right]^{-1} dr \quad (2.33)$$

Donc, les résistances sont :

$$R_4 = \frac{\Delta P}{q_{di4}} = \left(\pi \mu / 2 k_{sol} \right) \left[\ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{dalle}}{k_{sol}} \frac{e_{dalle}}{e_m} \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} \right)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{dalle}}{k_{sol}} \frac{e_{dalle}}{e_m} \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \right]^{-1} \quad R_5 = \frac{\Delta P}{q_{di5}} = \left(\pi \mu / 2 k_{sol} \right) \left[\ln \left(\frac{2 L_{me} + \pi \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} \right)}{2 L_{me} + \pi \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \right]^{-1} \quad (2.34)$$

Expression de la résistance R_6 : En se basant sur le réseau de résistances (Figure 2.9 c), la résistance totale peut alors être exprimée par :

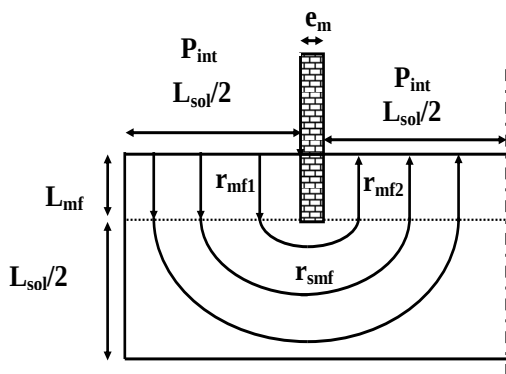
$$R_6 = \frac{\Delta P_6}{q_{di6}} = R_{smf3} + R_{fiss} \quad (2.35)$$

Où la résistance de la fissure R_{fiss} est donnée par l'équation (2.26). La résistance de l'écoulement R_{smf3} entrant dans la section du demi-cylindre est donnée par :

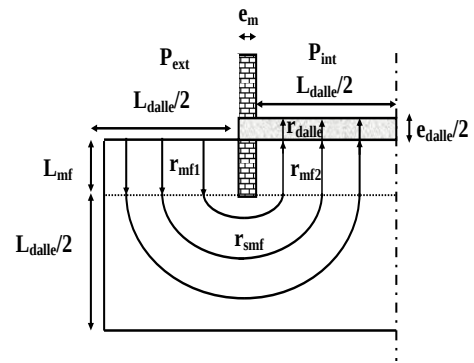
$$R_{smf3} = \frac{\mu \ln [2(e_m/d + 1)]}{\pi k_{sol}} \quad (2.36)$$

2.2.7 TYPOLOGIES SANS MURS ENTERRES

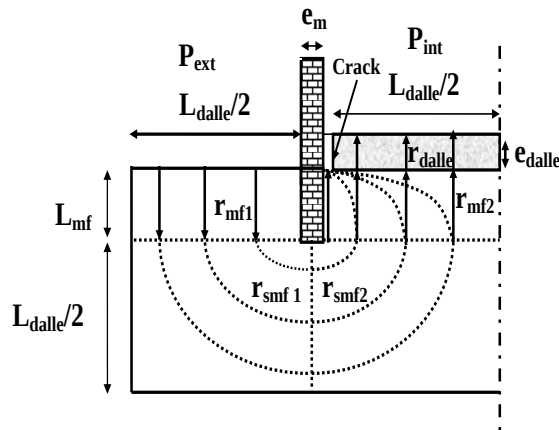
Les équations développées précédemment sont valables également dans le cas où il n'existe pas de mur enterré. Donc, quatre configurations complémentaires peuvent ainsi être modélisées également par celles-ci en posant $L_{me}=0$.



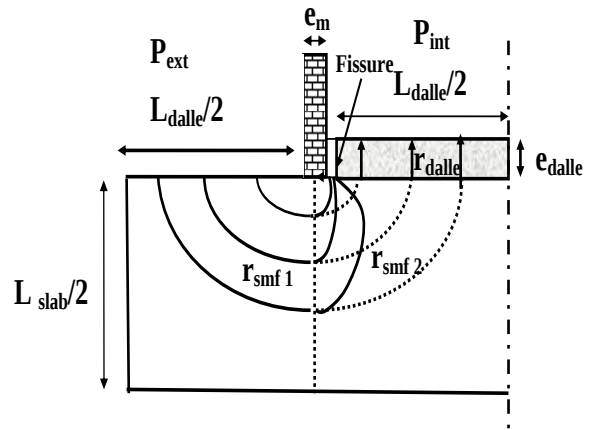
a) Sol nu/Vide Sanitaire



b) Dalle portée



c) Dallage indépendant



d) Dallage indépendant sans mur de fondation

Figure 2.10 : Typologies sans murs enterrés, a) sol nu/vide sanitaire, b) dalle portée, c) dallage indépendant d) dallage indépendant sans mur de fondation

2.2.8 PRISE EN COMPTE DE LA PRESENCE D'UN LIT DE GRAVIER SOUS LE PLANCHER BAS

Dans les modèles développés précédemment, l'éventuelle présence d'un lit de gravier sous le plancher bas n'est pas prise en compte. Dans un premier temps, une étude numérique est effectuée pour confirmer l'impact de la présence du lit de gravier sur le débit d'air, ensuite un modèle analytique prenant en compte ce lit est proposé. Seule la typologie avec un dallage indépendant est présentée. En effet, pour une dalle portée, la présence d'un lit de gravier n'a pas d'influence sur le débit d'air car sa présence ne rajoute qu'une résistance supplémentaire négligeable devant les résistances du sol et du plancher bas. Par contre, dans le cas d'un dallage indépendant avec une fissure périphérique, la présence d'un lit de gravier homogénéise le champ de pression sous le dallage, et modifie ainsi les écoulements d'air vers la fissure (Revzan et Fisk, 1992).

Les hypothèses du modèle sont présentées dans la figure 2.11 a. La longueur du sol extérieur au bâtiment et sa profondeur sous le mur sont égales à la moitié de la longueur de la dalle $L_{dalle}/2$. Les lignes de courants sont supposées verticales le long du mur de fondation (r_{mf1} , r_{mf2} , r_{mf3}) et le long du mur de la cave (r_{me}). Sous le mur de fondation, elles sont supposées circulaires (r_{smf}). Dans le lit de gravier, celles allant vers la dalle sont verticales (r_{mf3}), celles allant vers la fissure (figure 2.11b) sont composées d'une part des lignes entrant dans un quart de cylindre (r_{mf4}) et d'autres entrant dans une section rectangulaire (r_{mf4}) le long du mur. On suppose aussi, la présence d'une isobare de pression P_1 entre l'interface du sol et du lit de gravier et une isobare P_2 entre le lit de gravier et la fissure.

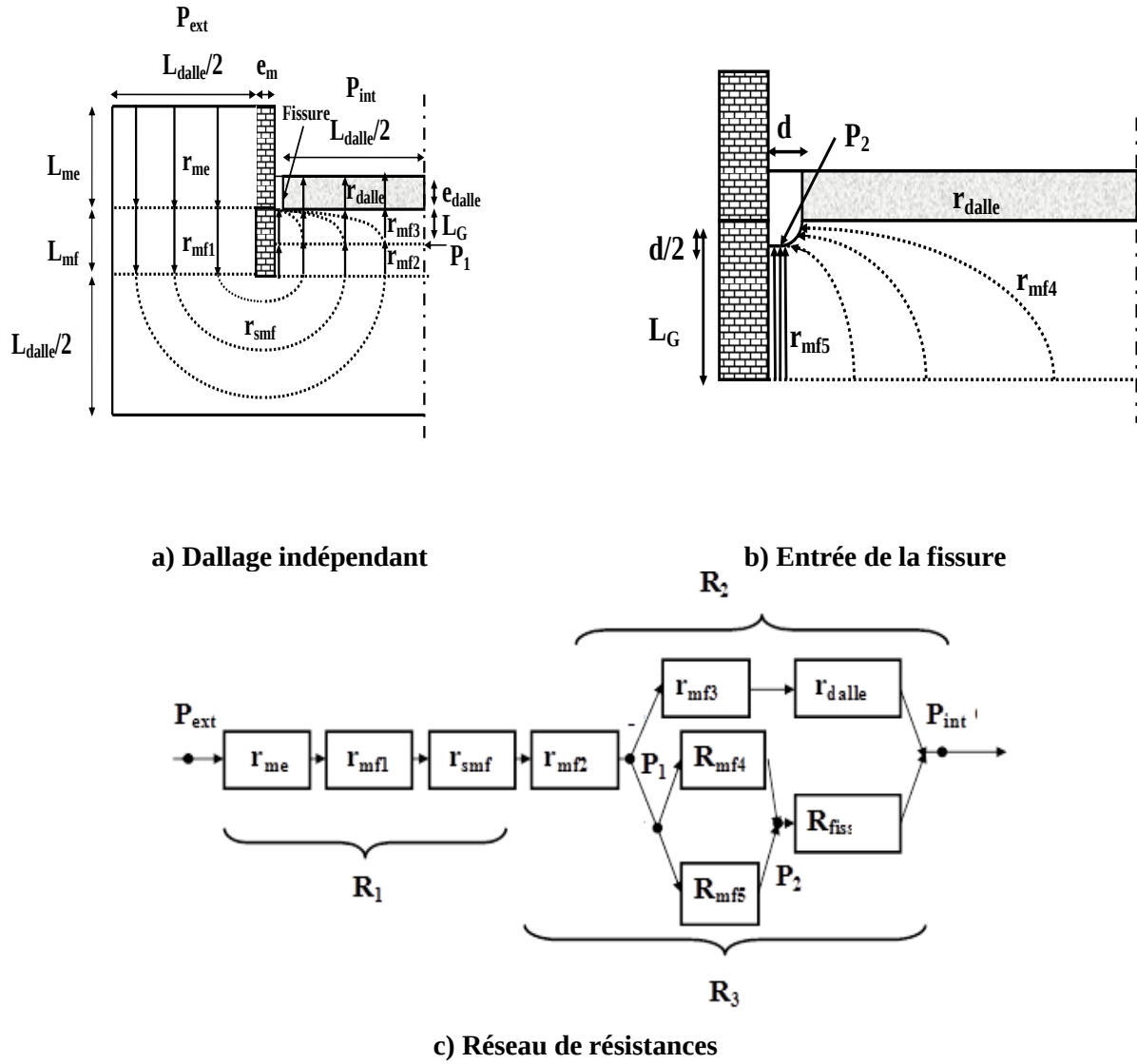


Figure 2.11 : Typologie avec lit de gravier

Sur la base du réseau de résistances, (Figure 2.11 c). Le débit total d'air entrant dans le bâtiment peut être estimé par :

$$q_{gr} = \Delta P \left[R_1 + (R_2^{-1} + R_3^{-1})^{-1} \right]^{-1} \quad (2.37)$$

Estimons maintenant les différentes résistances R_1 , R_2 et R_3 .

Expression de la résistance (R_1) : Le débit élémentaire passant par les différentes couches du sol est :

$$dq_{gr} = dP_1 [r_{me} + r_{mf1} + r_{smf} + r_{mf2}]^{-1} \quad (2.38)$$

En remplaçant les résistances élémentaires par leurs expressions et après intégration du débit élémentaire sur tout le domaine il vient :

$$R_1 = \left(\pi \mu / k_{sol} l \right) \left[\ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{(L_{mf} + 2L_{mf} - L_G) \left(\frac{L_{dalle} + e_m}{2} + d \right)}}{1 + \frac{\pi}{(L_{mf} + 2L_{mf} - L_G) \left(\frac{e_m}{2} \right)}} \right) \right]^{-1} \quad (2.39)$$

Expression de la résistance (R₂) : Sur la base du réseau de résistances, la résistance totale du sol à l'écoulement peut être exprimée par :

$$R_2 = \frac{\Delta P_2}{q_{g2}} = \left[(r_{mf3})^{-1} + (r_{dalle})^{-1} \right]^{-1} + R_{fiss} \quad (2.40)$$

Les résistances du lit de gravier et de la dalle sont données par :

$$r_{mf3} = \frac{L_G \times \mu}{k_{grav} \times dr} \quad r_{dalle} = \frac{e_{dalle} \times \mu}{k_{dalle} \times dr} \quad (2.41)$$

Après intégration de r entre $e_m/2$ et $(L_{dalle} + e_m)/2$, la résistance au débit d'air est :

$$R_2 = \frac{(L_G k_{dalle} + e_{dalle} k_{grav}) \mu}{k_{dalle} k_{grav} \left(\frac{L_{dalle}}{2} \right)} \quad (2.42)$$

Expression de la résistance (R₃): le débit élémentaire peut s'écrire:

$$R_3 = \frac{dP_3}{dq_3} = dP_3 [R_{mf4} + R_{mf5}]^{-1} + R_{fiss} \quad (2.43)$$

En se référant au § 2.2.5, la résistance de la fissure périphérique est donnée par l'équation 2.26 ; les résistances des flux d'air entrant dans le quart de cylindre et dans la section rectangulaire sont :

$$R_{mf4} = \frac{2\mu \ln[8 L_G / (\pi d)]}{\pi k_{grav}} \quad R_{mf5} = \frac{(L_{mf} - d/2) \times \mu}{k_{grav} \times (d/2)} \quad (2.44)$$

2.2.9 PRISE EN COMPTE DE LA PERMEABILITE DES MURS ENTERRES

À notre connaissance, il n'existe pas à ce jour un modèle analytique pouvant estimer le débit d'air entrant par les murs enterrés. Négliger ce débit peut cependant sous-estimer parfois considérablement le transport convectif dans le bâtiment (Garbesi et Sextro, 1989). On propose ci-dessous un modèle pouvant estimer ce débit d'air.

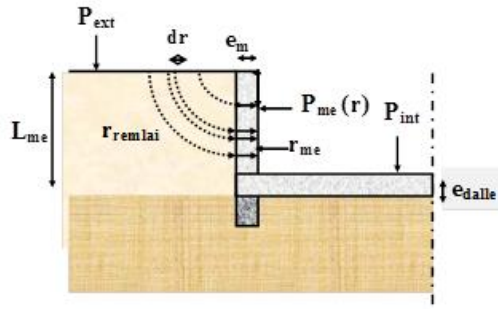


Figure 2.12 : Débit d'air passant par un mur enterré

Supposons que les lignes de courant sont circulaires dans le sol et horizontales dans le mur enterré (Figure 2.12), les résistances du remblai et du mur peuvent s'écrire :

$$r_{\text{remblai}} = \frac{\pi r \mu}{2 k_{\text{remblai}} dr} \quad r_{\text{me}} = \frac{e_m \mu}{k_{\text{me}} dr} \quad (2.45)$$

En prenant en compte, l'évolution de la pression le long du mur intérieur de la cave, nous pouvons écrire :

$$P_{\text{me}}(r) = P_{\text{int}} - \rho g r \quad (2.46)$$

Le débit élémentaire traversant les deux couches le sol et le mur enterré en série est :

$$dq_{\text{me}} = \frac{P_{\text{ext}} - P_{\text{me}}(r)}{r_{\text{remblai}} + r_{\text{me}}} \quad (2.47)$$

En remplaçant les deux résistances dans cette dernière équation, et en intégrant r de 0 à L_{me} , le débit d'air par unité de longueur de la façade du bâtiment est donné par :

$$q_{\text{me}} = (P_{\text{ext}} - P_{\text{int}}) * \alpha + \frac{2 \rho g k_{\text{sol}}}{\pi k_{\text{me}}} \left(\frac{\pi k_{\text{me}} (L_{\text{me}} - e_{\text{dalle}})}{\pi \mu} - \alpha e_m \right) \quad (2.48)$$

$$\text{Avec : } \alpha = \frac{2 k_{\text{remblai}}}{\pi \mu} \ln \left(1 + \frac{\pi k_{\text{me}} (L_{\text{me}} - e_{\text{dalle}})}{k_{\text{sol}} e_m} \right)$$

2.2.10 PRISE EN COMPTE DE L'HETEROGENEITE PAR COUCHES DE SOL

En se basant sur les différents modèles de débits d'air précédemment développés, il est possible de les combiner pour tenir compte de l'hétérogénéité des différents milieux du sol.

Bâtiment avec un mur enterré perméable et un sol nu (Vide sanitaire) : Pour cette typologie, on peut avoir deux milieux de perméabilités différentes dans le sol: le remblai et le sol sous les fondations (Figure 2.13). Le débit total d'air entrant dans le bâtiment par unité de longueur de la façade du bâtiment est :

$$q_{\text{tvs}} = q_{\text{me}} + q'_{\text{vs}} \quad (2.49)$$

où q_{me} est le débit d'air traversant le remblai et le mur enterré par unité de longueur de façade (Équation 2.48). En utilisant la même approche de développement analytique au § 2.2, le débit d'air par unité de longueur traversant le sol nu q'_{vs} , est donné par :

$$q'_{vs} = (P_{ext} - P_{int}) \frac{k_{sol}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{remblai}}{(k_{sol} L_{me} + 2k_{remblai} L_{mf})} (L_{sol} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{\pi k_{sol}}{(k_{sol} L_{me} + 2k_{remblai} L_{mf})} (e_m)} \right) \quad (2.50)$$

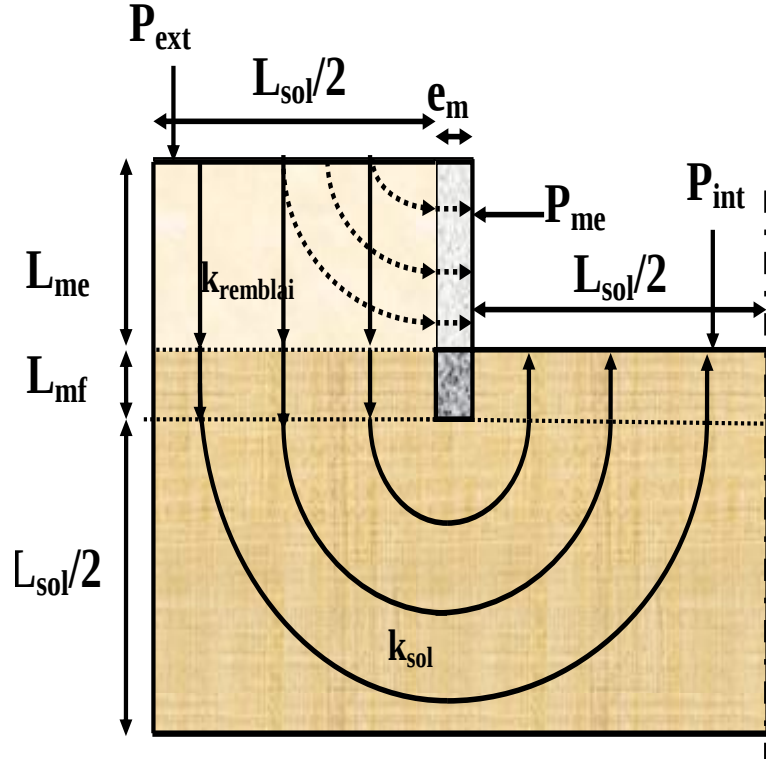


Figure 2.13 : Hétérogénéité du sol avoisinant un bâtiment avec un mur enterré perméable et un sol nu (Vide sanitaire)

Bâtiment avec un mur enterré perméable et une dalle portée : pour cette typologie aussi, dans le sol on peut avoir deux milieux de perméabilités différentes : le remblai et le sol sous les fondations (Figure 2.14). Le débit d'air total entrant dans le bâtiment est :

$$q_{tdp} = q_{me} + q'_{dp} \quad (2.51)$$

q'_{dp} , le débit d'air passant par la dalle portée est donné par :

$$q'_{dp} = (P_{ext} - P_{int}) \frac{k_{sol}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \left(\frac{k_{remblai} k_{dalle}}{k_{remblai} k_{dalle} L_{me} + 2k_{remblai} k_{dalle} L_{mf} + k_{remblai} k_{sol} e_{dalle}} \right) (L_{dalle} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \left(\frac{k_{remblai} k_{dalle}}{k_{remblai} k_{dalle} L_{me} + 2k_{remblai} k_{dalle} L_{mf} + k_{remblai} k_{sol} e_{dalle}} \right) (e_m)} \right) \quad (2.52)$$

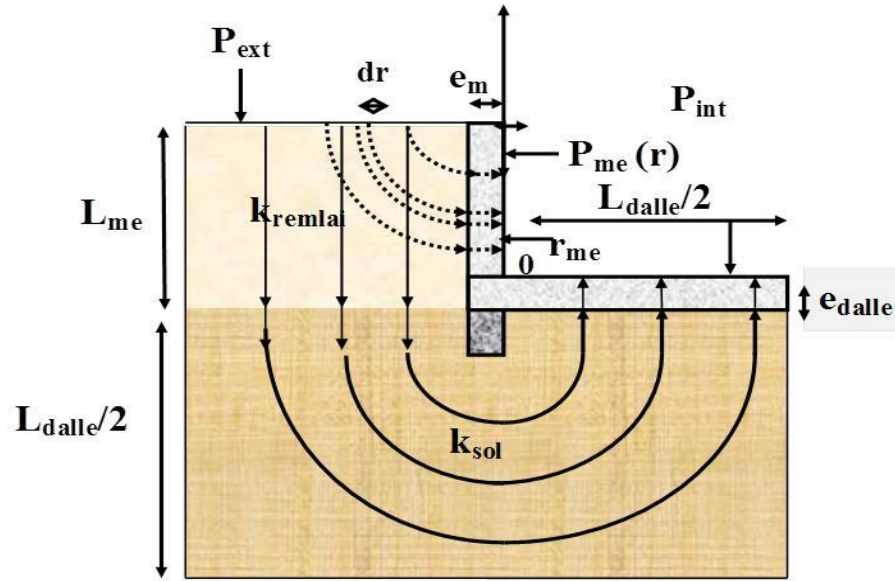


Figure 2.14 : Hétérogénéité du sol pour un bâtiment avec un mur enterré perméable et une dalle portée

Bâtiment avec un mur enterré perméable et un dallage indépendant : pour cette typologie, on peut avoir trois milieux de perméabilités différentes dans le sol : le remblai, le sol sous les fondations et le lit de gravier (Figure 2.15). Le débit d'air total entrant dans le bâtiment est :

$$q_{tdp} = q_{me} + q'_{di} \quad (2.53)$$

q'_{di} , le débit d'air par unité de longueur passant par la dalle et la fissure périphérique est donné par :

$$q'_{di} = (P_{ext} - P_{int}) \times [A + (B^{-1} + C^{-1})^{-1}]^{-1} \quad (2.54)$$

Avec :

$$A = \frac{\pi \mu}{k_{sol}} \left[\ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{sol}}{(k_{sol} L_{me} + k_{sol} L_{mf} + k_{sol} (L_{mf} - L_G))} (L_{dalle} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{sol}}{(k_{sol} L_{me} + k_{sol} L_{mf} + k_{sol} (L_{mf} - L_G))} (e_m)} \right) \right]$$

$$B = \left[\left(\frac{2\mu \ln[8 L_G / (\pi d)]}{\pi k_{grav}} \right)^{-1} + \left(\frac{(L_{mf} - d/2) \times \mu}{k_{grav} \times (d/2)} \right)^{-1} \right]^{-1} + \frac{12 \times e_{dalle} \times \mu}{d^3}$$

$$C = \frac{(L_G k_{dalle} + e_{dalle} k_{grav}) \mu}{k_{dalle} k_{grav} \left(\frac{L_{dalle}}{2} \right)}$$

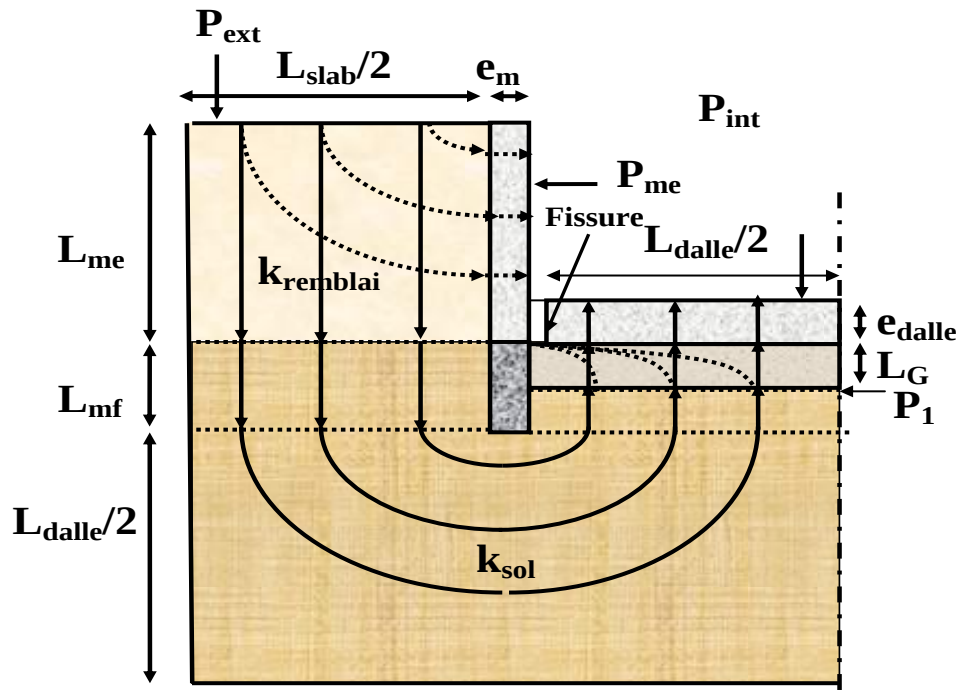


Figure 2.15 : Hétérogénéité du sol avoisinant un bâtiment avec un mur enterré perméable et un dallage indépendant

Il faut noter qu'avec les équations 2.50, 2.52 et 2.54, en jouant sur les différentes variables dimensionnelles et les perméabilités des milieux, on peut retrouver toutes les équations développées précédemment pour les différentes typologies.

2.3 TRANSITION DES MODELES ANALYTIQUE 2 D EN 3D

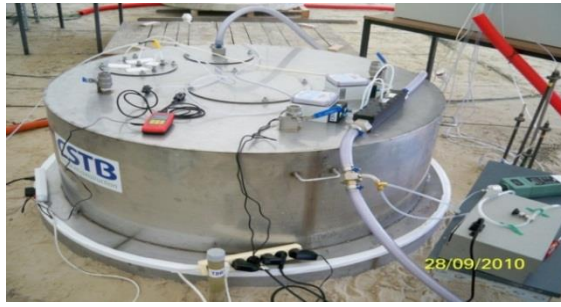
Dans cette étude, le débit entrant dans le bâtiment est estimé en multipliant le débit par unité de longueur de la façade par le périmètre du bâtiment. Cela est pratique pour un bâtiment avec un sol homogène. Pour un bâtiment avec un sol hétérogène, c'est-à-dire ayant des perméabilités différentes pour chaque façade du bâtiment, les modèles peuvent être adaptés en combinant en parallèle des résistances des milieux traversés pour chaque façade.

2.4 VALIDATION EXPERIMENTALE DES MODELES

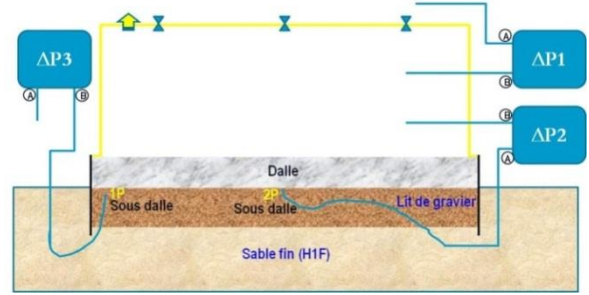
Les expérimentations ci-après sont tirées des travaux expérimentaux effectués au LBL (Lawrence Berkeley Laboratory) par Robinson et Sextro (Robinson et Sextro, 1997), ainsi que ceux effectués par Marzougui (Marzougui, 2013) dans le programme ANR-PRECODD FLUXOBAT (2009-2013).

2.4.1 EXPERIENCE 1 (MARZOUGUI, 2013)

Dans le but d'étudier et de caractériser les mécanismes de transfert des substances volatiles dans les environnements intérieurs, une installation expérimentale a été mise en place au Laboratoire LHYGES de Strasbourg en collaboration avec le CSTB (Marzougui, 2013).



a



b

Figure 2.16 : a) Dispositif expérimental, b) mise en dépression du dispositif (Marzougui, 2013)

L'installation est principalement composée :

- i) du sol dans lequel une source latérale de polluant est injectée à 11.1 m de la structure et à 60 cm de profondeur. La perméabilité du sol mesurée est de $6 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$.
- ii) d'une dalle de béton posée sous un lit de gravier de 0.13 m d'épaisseur ; la perméabilité de la dalle mesurée est de $4.8 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ et celle du lit gravier de 10^{-9} m^2 .
- iii) d'une cloche de 1.6 m de diamètre et 0.5 m de hauteur pour reproduire l'environnement intérieur d'un bâtiment. L'étanchéité entre la cloche et la dalle de béton est assurée par un joint d'une largeur de 0,1 m. Pour avoir une certaine représentativité de la fondation, une jupette en acier inoxydable a été installée. Cette jupette d'une épaisseur de 25 cm a été enfoncée de 15 cm dans le sol enveloppant ainsi la dalle, le lit de gravier et une partie du sable fin.

Pour quantifier le transport convectif, la cloche a été mise en dépression par l'intermédiaire de quatre ouvertures de 2,5 cm de diamètre créées sur sa facette supérieure : une ouverture pour l'extraction mécanique de l'air et trois pour l'entrée d'air. Pendant la mise en dépression, les mesures suivantes ont été réalisées :

- La dépression dans la cloche ($\Delta P_1 = P_{\text{cloche}} - P_{\text{atm}}$) ;
- La pression relative sous la dalle ($\Delta P_3 = P_{\text{sous dalle}} - P_{\text{atm}}$) ;
- La perte de charge à travers la dalle ($\Delta P_2 = P_{\text{sous dalle}} - P_{\text{cloche}}$) ;
- Le débit d'extraction de l'air de la cloche ;
- Les concentrations de vapeurs du trichloréthylène (TCE) dans la cloche à l'aide d'un analyseur de gaz.
- Les concentrations de vapeurs de TCE sous la dalle de béton avant et après chaque mise en dépression afin d'évaluer l'évolution des concentrations en TCE sous la dalle en fonction de la dépression. (Marzougui, 2013). À partir du débit extrait Q_{extrait} , de la concentration asymptotique $C_{\text{int-asy}}$, il est possible de quantifier le flux de polluant traversant la dalle.

$$J_{\text{polluant}} = Q_{\text{extrait}} * C_{\text{intasy}} \quad (2.55)$$

Avec la concentration sous la dalle, on peut en déduire, le débit d'air traversant la dalle :

$$Q_{\text{dalle}} = \frac{J_{\text{polluant}}}{C_{\text{sousdalle}}} \quad (2.56)$$

Les principales mesures effectuées et le débit d'air traversant la dalle sont récapitulés dans le tableau 2.2 suivant :

Paramètres	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Le débit d'air extrait Q_{extrait}	1 m ³ /h	1 m ³ /h	1 m ³ /h
La différence de pression entre l'air extérieur et la cloche (ΔP_1)	5,9 Pa	10,9 Pa	21,4 Pa
La différence de pression entre la cloche et le lit de gravier (ΔP_2)	3,8 Pa	7,3 Pa	14,6 Pa
La différence de pression entre l'air extérieur et le lit de gravier (ΔP_3)	2 Pa	3,6 Pa	6,8 Pa
La concentration sous la dalle $C_{\text{sous dalle}}$	1684 mg/m ³	1903 mg/m ³	1715 mg/m ³
La concentration intérieure asymptotique $C_{\text{int asym}}$	64 mg/m ³	123.3 mg/m ³	160 mg/m ³
Le débit de polluant	64 mg/h	123.3 mg/h	160 mg/h
Le débit d'air traversant la dalle (en régime permanent)	0.038 m³/h	0.064 m³/h	0.093 m³/h
Température moyenne du sol (°C)	20,2 °C	18,3 °C	21,3 °C

Tableau 2.2 : Résultats des mesures expérimentales et des débits d'air calculés

2.4.1.1 QUANTIFICATION ANALYTIQUE DU DEBIT D'AIR TRAVERSANT LA DALLE

Pour quantifier analytiquement le débit d'air traversant la dalle, nous adoptons la même approche développée au § 2.2, en l'adaptant à cette géométrie. Présentons les hypothèses sur les lignes de courant (Figure 2.17). Dans le sol, le long du lit de gravier et dans la dalle, les lignes de courant sont verticales ; au-dessous du lit de gravier elles sont circulaires.

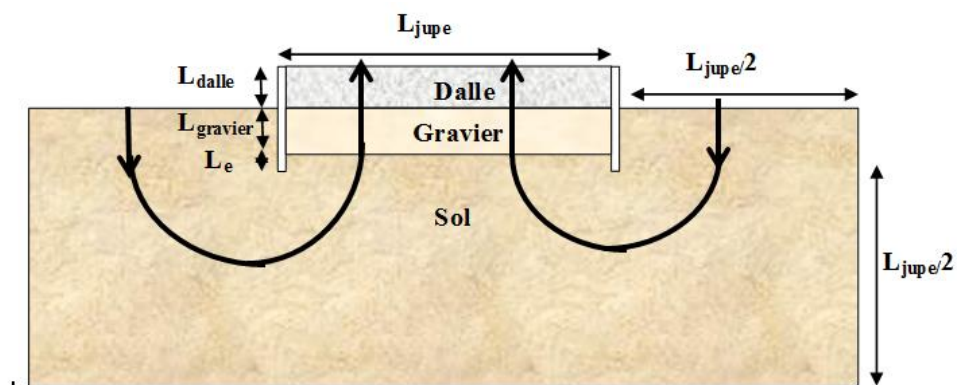


Figure 2.17 : Hypothèses sur les lignes de courant

Partant de ces hypothèses, il est possible d'exprimer la résistance élémentaire de chaque couche du sol. Le débit d'air traversant la dalle peut s'écrire :

$$dQ = \left(\pi L_{\text{jupe}} \right) \frac{\Delta P}{r_e + r_s + r_g + r_d} \quad (2.57)$$

Où r_e , r_s , r_g et r_d sont les différentes résistances élémentaires respectivement dans le sol, le long de l'ancrage, au-dessous du lit de gravier, dans le lit de gravier et dans la dalle. Ces résistances peuvent s'écrire :

$$r_e = \frac{(L_e + L_{\text{grav}}) \mu}{k_{\text{sol}} dr} \quad r_s = \frac{\pi \times r \times \mu}{k_{\text{sol}} \times dr} \quad r_g = \frac{L_{\text{grav}} \mu}{k_{\text{grav}} dr} \quad r_d = \frac{L_{\text{dalle}} \mu}{k_{\text{dalle}} dr} \quad (2.58)$$

Après intégration r de $e/2$ à $L_{jupe}/2$ (e : épaisseur de la jupe), le débit volumique d'air traversant la dalle est :

$$Q = \frac{k_{sol} L_{jupe}}{\mu} \ln \left(\frac{1 + \alpha L_{jupe}}{1 + \alpha e} \right) \Delta P_1 \quad (2.59)$$

Avec :

$$\alpha = \frac{(\pi k_{dalle} k_{grav} / 2)}{2 k_{dalle} k_{grav} L_e + k_{dalle} k_{sol} L_{grav} + k_{dalle} k_{grav} L_{grav} + k_{grav} k_{sol} L_{dalle}} \quad (2.60)$$

Comparons maintenant les débits d'air numériques et expérimentaux avec ceux analytiques donnés par l'équation 2.59.

2.4.1.2 COMPARAISONS DES DEBITS NUMERIQUES, ANALYTIQUES ET EXPERIMENTAUX.

Les débits numériques et analytiques sont très proches avec un écart relatif de 5%. Ils augmentent avec la dépression de la cloche. En comparaison avec le débit expérimental, ces débits le sous-estiment de 35 % (à 5.9 Pa), de 30 % (à 10.9 Pa) et 10% (à 21.4 Pa) (Figure 2.18 b). Ces écarts peuvent s'expliquer, d'une part, par les hypothèses posées pour le développement du modèle analytique et d'autre part, par les incertitudes dans les mesures et leur exploitation pour en déduire le débit d'air traversant la dalle. Malgré toutes les incertitudes, cette confrontation reste satisfaisante car on est dans le bon ordre de grandeur.

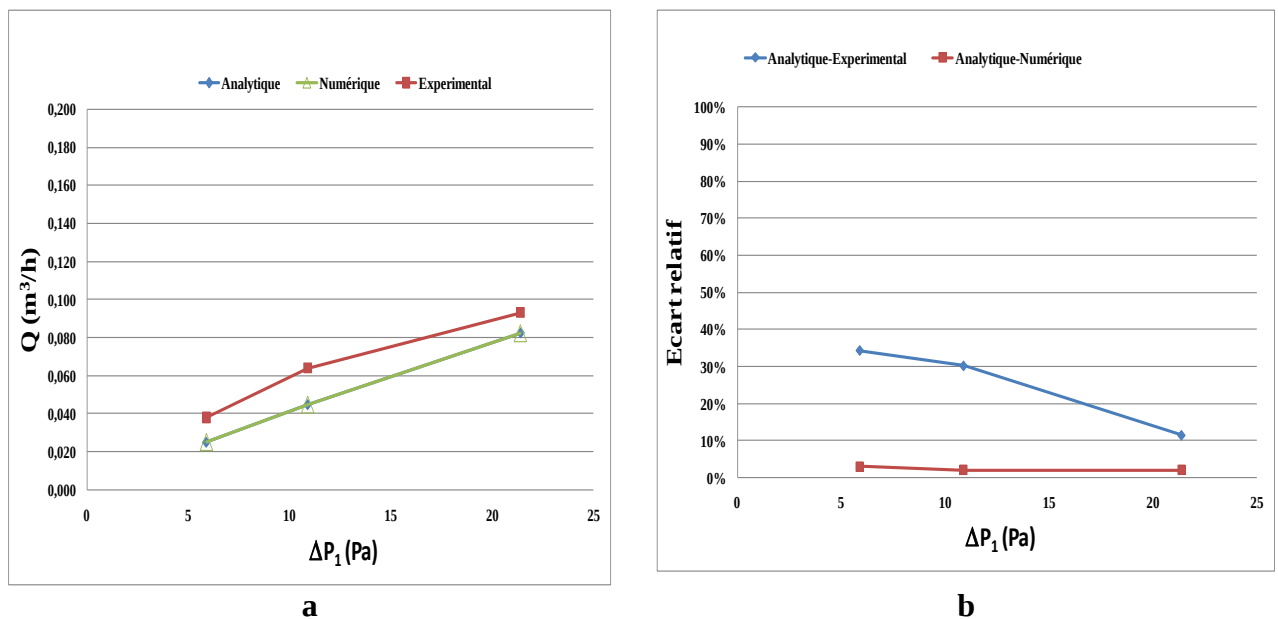
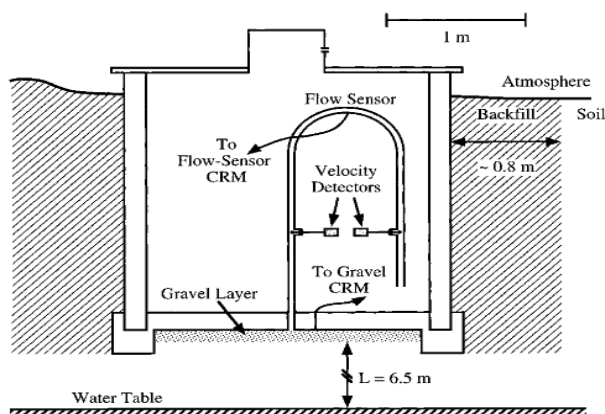


Figure 2.18 : a) évolution du débit en fonction de la dépression b) évolution de l'écart relatif

2.4.2 EXPERIENCE 2 (ROBINSON ET SEXTRO, 1997)

L'expérience exploitée dans ce paragraphe pour valider notre approche de modélisation analytique est tirée de l'article de Robinson et Sextro (Robinson et Sextro, 1997) sur une étude concernant le transport du radon dans les bâtiments.

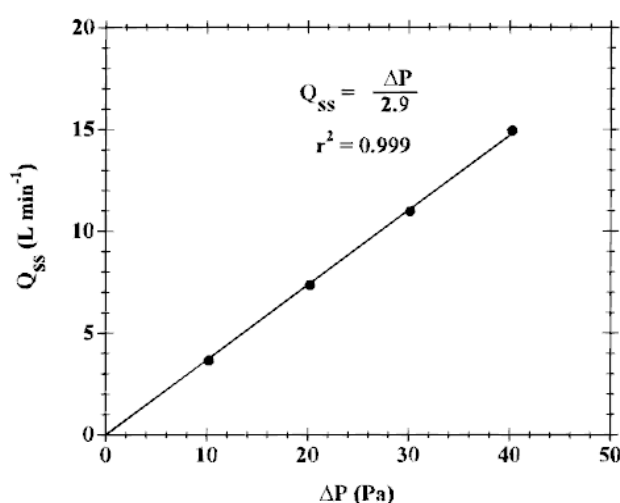


a) Dispositif expérimental

soil region	permeability (m ²)
undisturbed ^a	3.0×10^{-11} (h); 1.8×10^{-11} (v)
backfill ^b	3.5×10^{-12}
gravel ^c	2.0×10^{-8}

^a Horizontal permeability (h) based on measured permeability at 3.5-m length scale; vertical permeability (v) based on measured ratio of vertical to horizontal permeability (74). ^b The average of single-point measurements taken around the basement structure (72). ^c Based on laboratory measurements using a vertical column filled with a sample of the gravel used below the basement structure (71).

b) Mesures de perméabilités moyennes du sol, du lit de gravier et du remblai



c) Évolution du débit en fonction de la dépression mesurée de la chambre

Figure 2.19 : Dispositif expérimental et mesures effectuées

Le dispositif expérimental est constitué d'une chambre parallélépipédique représentative du bâtiment, de dimensions intérieures 2×3.2 m et de hauteur 2 m. Les murs enterrés, le plancher bas, et les murs de fondation sont en béton et d'épaisseur 15 cm. Seulement 0.1 m du mur de la chambre n'est pas enterré. Les perméabilités du sol, du lit de gravier et du remblai autour de la chambre ont été caractérisées (figure 2.19b). Toutes les ouvertures du plancher bas ont été soigneusement fermées sauf une qui fait 3.8 cm diamètre au centre du plancher bas. Afin de mesurer le débit d'air passant par ce trou, la chambre a été mise en dépression par une pompe. Plusieurs essais ont été réalisés pour établir une relation entre le débit passant par ce trou et la dépression mesurée dans la chambre. Ces différents essais ont donné une relation linéaire entre le débit mesuré et la dépression mesurée (figure 2.19c).

2.4.2.1 QUANTIFICATION ANALYTIQUE DU DEBIT D'AIR TRAVERSANT LA DALLE

Comme dans l'expérience précédente, pour quantifier analytiquement le débit d'air traversant la dalle, nous adoptons la même méthode utilisée pour l'établissement des modèles analytiques. En l'adaptant au cas considéré, les hypothèses suivantes sur les lignes de courant sont définies : dans le sol et dans le remblai le long des murs enterrés, les lignes de courant sont supposées verticales ; au-dessous des fondations dans le sol, elles sont circulaires. Dans le lit gravier, les lignes convergent vers le trou au centre du plancher bas.

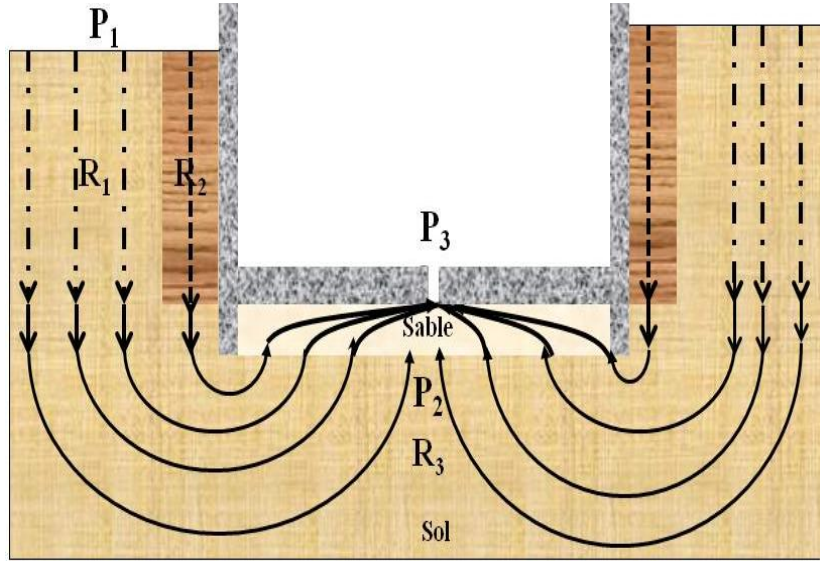


Figure 2.20 : Hypothèses sur les lignes de courant

La différence de pression entre la surface du sol P_1 et la fissure P_3 est égale la somme de la chute de pression dans le sol et celle dans le lit de gravier (Figure 2.20):

$$P_1 - P_3 = (P_1 - P_2) + (P_2 - P_3) \quad (2.61)$$

La différence $P_1 - P_3$ est mesurée, donc est connue ; cherchons à exprimer les différences de pression $P_1 - P_2$ et $P_2 - P_3$.

Expression de $P_1 - P_2$: compte tenu des hypothèses posées (Figure 2.20), la résistance à l'écoulement dans le remblai R_2 est parallèle à l'écoulement dans le sol avoisinant R_1 , et ces deux résistances sont en série à la résistance du sol R_3 , donc on peut écrire :

$$(P_1 - P_2) = [(R_1^{-1} + R_2^{-1})^{-1} + R_3] \times Q \quad (2.62)$$

Où Q est le débit volumique d'air traversant les différents milieux, les résistances R_1 , R_2 et R_3 sont les suivantes :

$$R_1 = \frac{L \times \mu}{L_{\text{bât}} \times k_{\text{sol}} \times S_{\text{sol}}} \quad R_2 = \frac{L \times \mu}{L_{\text{bât}} \times k_{\text{remblai}} \times S_{\text{remblai}}} \quad R_3 = (\pi \times \mu) \times \left[L_{\text{bât}} \times k_{\text{sol}} \times \ln \left(\frac{1 + \left(\frac{\pi}{L_{\text{mf}}} \right) \left(\frac{L_{\text{dalle}} + e_m}{2} \right)}{1 + \left(\frac{\pi}{L_{\text{mf}}} \right) \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \right]^{-1} \quad (2.63)$$

Où S_{sol} , S_{remblai} sont respectivement les sections de passage du fluide dans le sol et dans le remblai, L la hauteur du remblai et $L_{\text{bât}}$ le périmètre du plancher bas.

Expression de $P_2 - P_3$: cette chute de pression de lit de gravier est modélisée par l'équation A.8 de l'annexe A avec la configuration 1. On obtient ainsi :

$$P_2 - P_3 = R_{g_1} c A_{cy}^{-1} Q^2 + R_{g_1} Q \quad (2.64)$$

Où R_{g1} la résistance du flux d'air dans le lit de gravier est donnée par l'équation A.9, c est le coefficient de Forcheimer et A_{cy} la section du trou au centre du plancher bas (Figure 3.1). En remplaçant P_1 - P_2 , P_2 - P_3 dans l'équation 2.61, il vient :

$$R_{g1} c A_{cy}^{-1} Q^2 + [((R_1^{-1} + R_2^{-1})^{-1} + R_3)] + R_{g1}] Q - (P_1 - P_3) = 0 \quad (2.65)$$

Cette dernière équation est quadratique, donc le débit Q entrant dans le trou est donné par son discriminant positif :

$$Q = \left[- \left([((R_1^{-1} + R_2^{-1})^{-1} + R_3)] + R_{g1} \right) + \left(\left([((R_1^{-1} + R_2^{-1})^{-1} + R_3)] + R_{g1} \right)^2 + 4 R_{g1} c A_{cy}^{-1} (P_1 - P_3) \right)^{0.5} \right] (2 R_{g1} A_{cy}^{-1} c)^{-1} \quad (2.66)$$

2.4.2.2 COMPARAISON DES DEBITS EXPERIMENTAUX ET ANALYTIQUES

La figure 2.21 ci-dessous montre que le débit analytique et le débit expérimental ont le même comportement, ils évoluent linéairement en fonction de la dépression de la chambre expérimentale. Cependant, le débit analytique est sous-estimé de 28 % par rapport à l'expérimental. Cet écart pourrait être expliqué par, premièrement, les hypothèses faites pour le développement analytique et deuxièmement par les incertitudes sur les différentes mesures effectuées. Cependant, malgré cet écart le résultat reste satisfaisant vu les incertitudes qu'on peut rencontrer. Le plus important dans cette comparaison est d'avoir l'ordre de grandeur du débit expérimental.

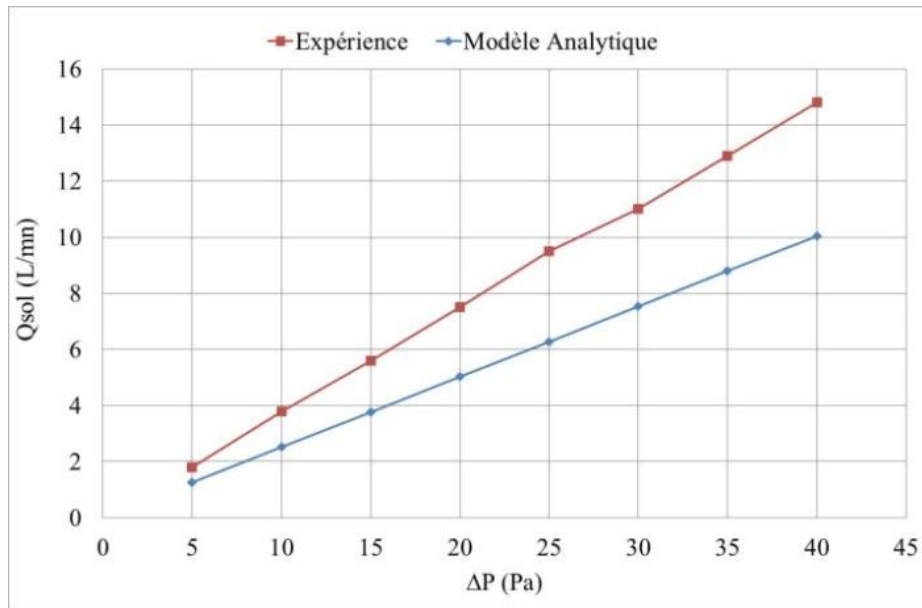
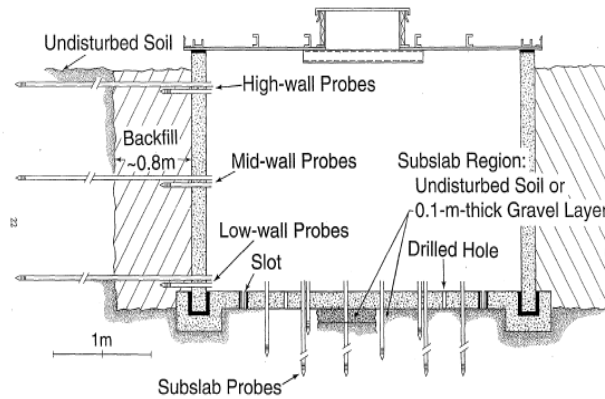


Figure 2.21 : comparaison des débits d'air expérimentaux et analytiques

2.4.3 EXPERIENCE 3 (ROBINSON ET SEXTRO, 1997)

Le même dispositif expérimental que la précédente expérience a été utilisé pour étudier l'impact du lit de gravier sous la dalle. Il y a deux structures : une avec un lit de gravier sous la dalle et l'autre sans lit de gravier.



**Figure 2.22 : Dispositif expérimental
(Robinson et Sextro, 1997)**

La différence avec l'expérience précédente est que pour ces dispositifs le trou au centre du domaine n'existe plus. Pour s'approcher au mieux de la réalité d'un bâtiment, des fentes ont été réalisées à la périphérie du plancher bas. Chaque structure dispose de six fentes de dimensions $3.2 \cdot 10^{-3}$ m de largeur et 0.86 m de longueur, et de profondeur 0.15 m correspondant à l'épaisseur du plancher bas. Dans chaque structure, il existe deux fentes le long de chacun des murs est et ouest, et une seule le long de chacun des murs nord et sud. Ces fentes ont une résistance négligeable à l'écoulement de gaz du sol sur toute la gamme de conditions considérées dans cette étude (Fisk et al., 1992). Les propriétés physiques du sol sont les mêmes que pour la précédente expérimentation (Figure 2.19 b). Afin de mesurer le débit d'air passant par les fentes, la cave a été mise en dépression par une pompe. Plusieurs essais ont été réalisés pour établir une relation entre le débit passant par les fentes et la dépression mesurée de la chambre. Ces différents essais ont donné une relation linéaire entre le débit mesuré et la dépression mesurée pour les deux typologies avec et sans lit de gravier (Figure 2.23).

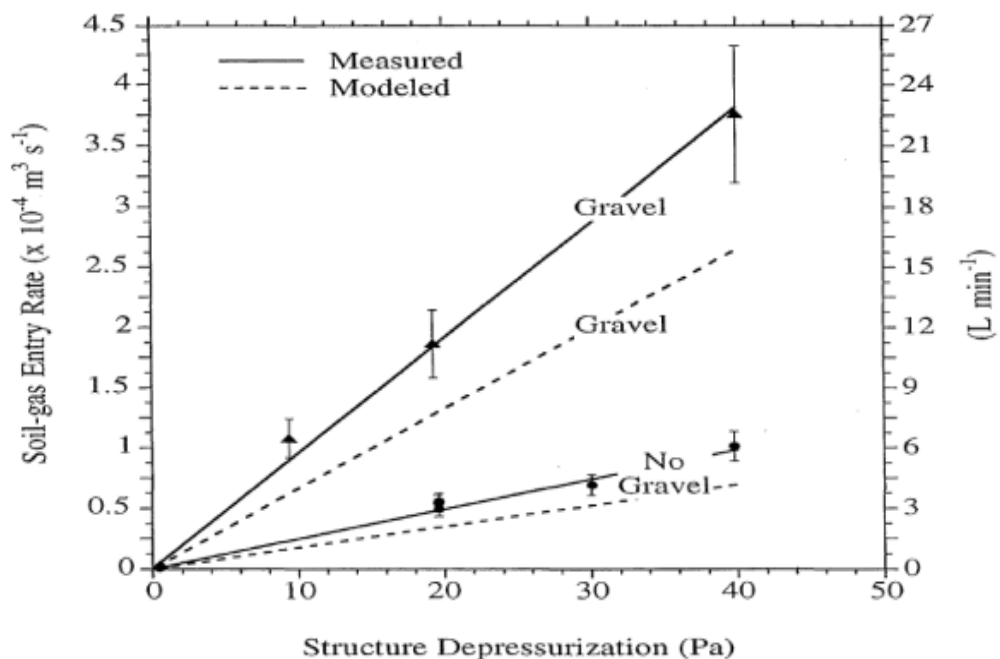
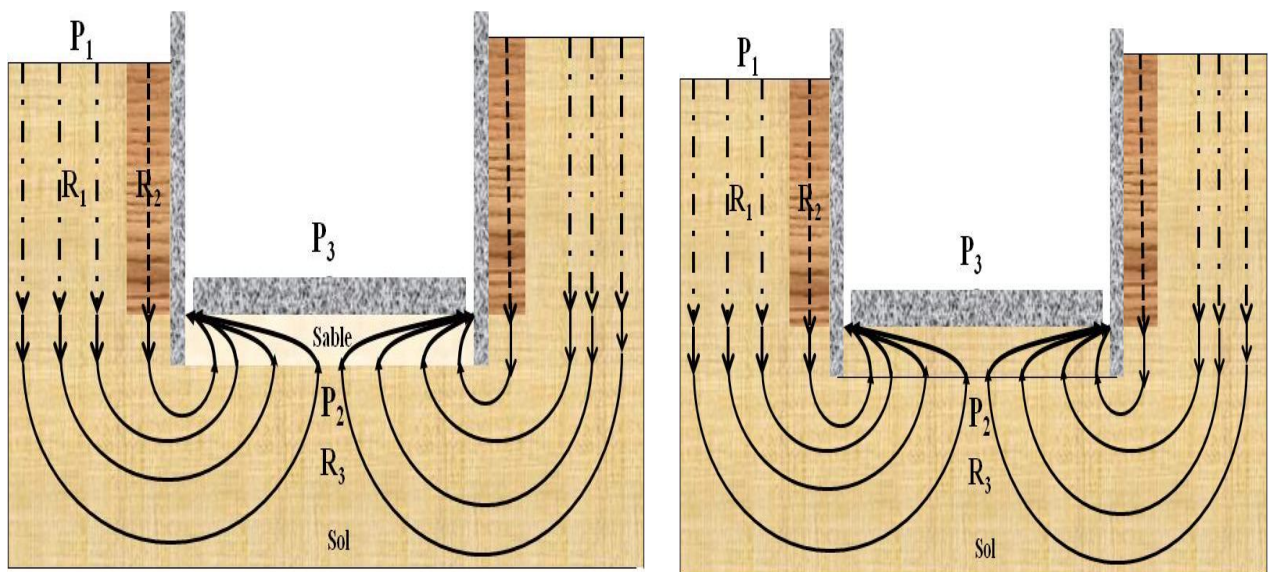


Figure 2.23 : Évolution du débit d'air en fonction de la dépression de la chambre pour les deux structures, avec et sans lit de gravier sous le plancher bas (Robinson et Sextro, 1997)

2.4.3.1 DESCRIPTION DU MODELE ANALYTIQUE

Comme dans l'expérience précédente, pour quantifier analytiquement le débit d'air traversant la dalle, nous adoptons la même méthode. Supposons les hypothèses suivantes sur les lignes de courant (Figure 2.24) :

- Dans le sol et dans le remblai, les lignes de courant sont verticales ; au-dessous dans le sol elles sont circulaires.
- Dans le lit gravier, les lignes convergent vers la périphérie du domaine.



a) Structure avec lit de gravier

b) Structure sans lit de gravier

Figure 2.24 : Hypothèses sur les lignes de courant

Pour quantifier les débits d'air entrant dans le bâtiment, la méthode utilisée dans l'expérience précédente peut être adoptée. La différence avec la comparaison au § 2.4.2 est que maintenant le débit d'air entre dans la chambre expérimentale à travers des fentes périphériques. Ces fentes sont supposées continues pour le développement analytique. Dans l'équation quadratique 2.66 donnant le débit d'air entrant dans le trou central du plancher bas de la chambre expérimentale, seule la résistance du lit de gravier R_{g1} change. La nouvelle résistance R_{g2} est donnée par l'équation A.10 de l'annexe A.

2.4.3.2 COMPARAISON DES DEBITS EXPERIMENTAL ET ANALYTIQUE

Les courbes analytiques et expérimentales ont le même comportement, elles évoluent linéairement en fonction de la perméabilité du sol. Le débit analytique tient aussi compte de la présence du lit de gravier qui augmente le débit d'air entrant dans le bâtiment. Pour la typologie sans lit de gravier, l'écart relatif est de 5 %, et pour la typologie avec lit de gravier, elle est de 27 % ; cet écart peut s'expliquer aussi par les raisons évoquées dans l'expérience précédente.

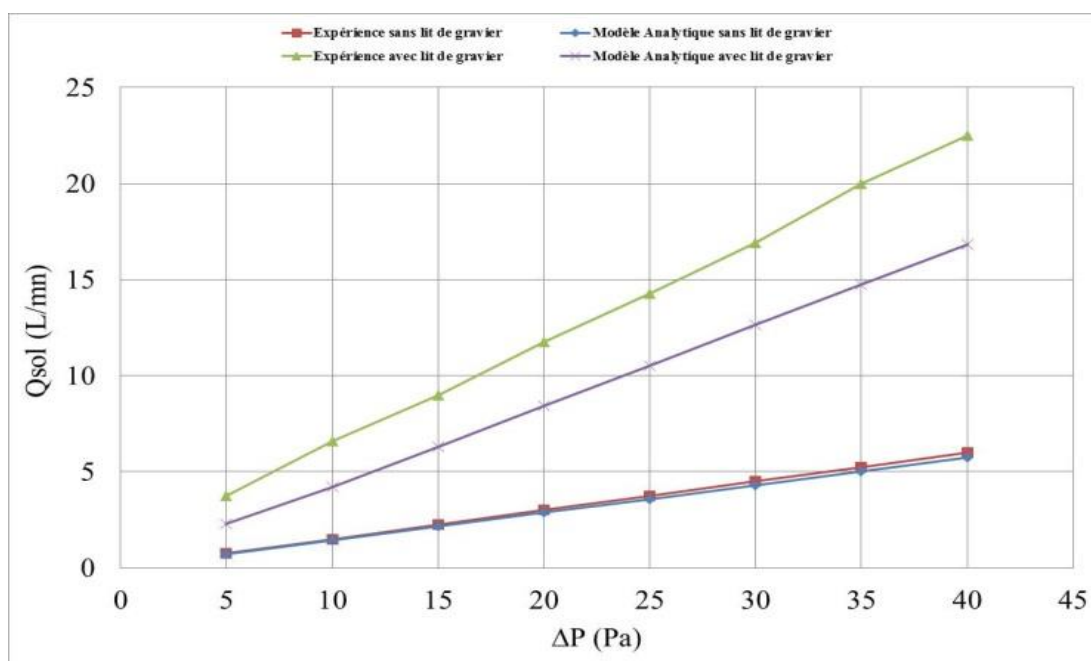


Figure 2.25 : comparaison entre les débits d'air expérimentaux et analytiques

Il faut remarquer que les débits d'air donnés par le modèle analytique sont comparables aux débits numériques présentés par Robinson et Sexto à la figure 2.23.

2.5 ÉTUDE DE SENSIBILITES SUR LES DEBITS D'AIR ANALYTIQUES DEVELOPPES

Un travail de comparaison a été réalisé d'une part avec le modèle numérique 2-D (§2.1.1) et d'autre part avec des modèles issus de la littérature. L'étude de sensibilité est effectuée avec les données d'entrées répertoriées dans le tableau suivant :

Surface du plancher bas (ou du sol nu)	10×10 m ²
Dépression du bâtiment ΔP	4 Pa (valeur par défaut EPA)
Hauteur du mur de fondation L_{mf}	0.5 m
Épaisseur de la fissure périphérique du dallage indépendant d	0.001 m
Épaisseur de la dalle e_{dalle}	0.2 m
Épaisseur du mur e_m	0.2 m
Viscosité dynamique de l'air	1.8 10 ⁻⁵ Pa.s

Tableau 2.3 : Paramètres d'entrée pour le calcul des débits d'air

2.5.1 ÉVOLUTION DES DEBITS D'AIR

Dans un premier temps, les débits d'air analytiques développés sont comparés d'une part, avec ceux obtenus numériquement, et d'autre part avec la valeur par défaut de débit d'air utilisé par l'EPA (EPA, 2002). Cette comparaison est effectuée pour trois typologies de soubassement : vide sanitaire, dalle portée et dallage indépendant. Dans un second temps, les débits d'air analytiques sont comparés avec les modèles existants dans la littérature pour un bâtiment avec un mur enterré imperméable, un dallage indépendant et sans mur de fondation.

2.5.1.1 SOL NU/VIDE SANITAIRE

Un bon accord est obtenu entre les résultats analytiques et numériques avec un écart relatif limité à 10 %. Le débit d'air varie linéairement avec la perméabilité du sol (figure 2.26) : plus le sol est perméable à l'air, moins il s'oppose à l'écoulement de l'air. Ce résultat est cohérent car le débit d'air à travers le sol est seulement confronté à la résistance du sol.

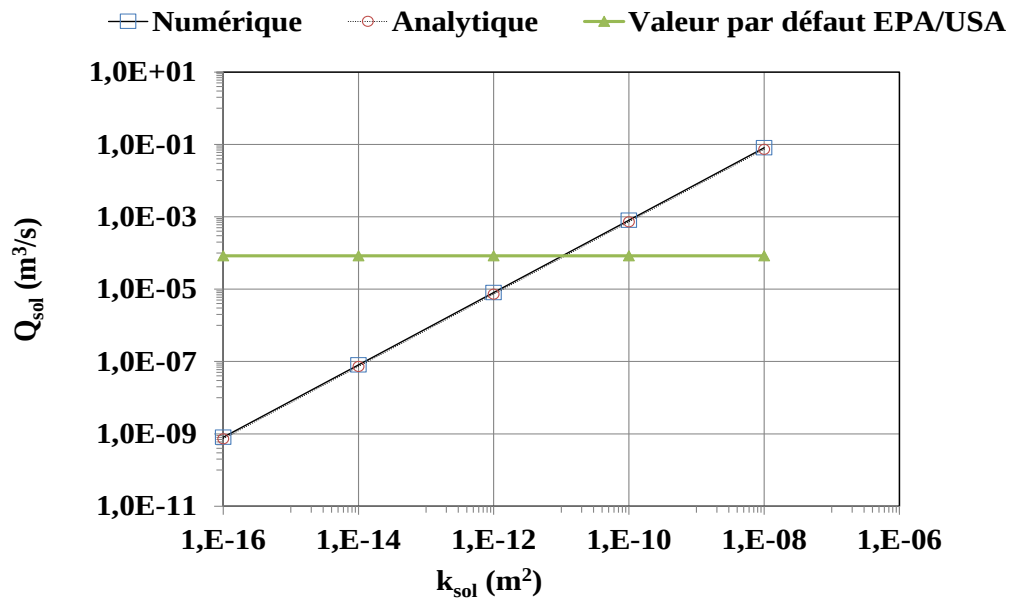


Figure 2.26 : Évolution des débits d'air pour un vide sanitaire

La comparaison des débits d'air avec la valeur par défaut utilisée par l'EPA montre qu'on peut sous-estimer ou surestimer le débit d'air entrant dans le bâtiment de plusieurs ordres de grandeur selon la perméabilise du sol. Pour cette typologie, cette valeur par défaut correspond en fait à un sol très perméable de perméabilité $k_{sol}=10^{-10} m^2$.

2.5.1.2 DALLE PORTEE

La figure 2.27 montre que les débits analytiques et numériques sont en bon accord avec une erreur relative de 11%. Ils augmentent avec la perméabilité du sol et la perméabilité de la dalle. L'évolution des débits d'air peut être expliquée par l'importance relative des résistances du sol et de la dalle. Pour $k_{sol}/k_{dalle} < 10$, l'impact de la résistance du sol est plus important que l'impact de la résistance de la dalle. Le débit d'air augmente avec la perméabilité du sol. Pour $10 < k_{sol}/k_{dalle} < 10^3$ l'impact de la résistance du sol est plus faible et l'influence de la résistance de la dalle augmente. Enfin, pour $k_{sol}/k_{dalle} \geq 10^3$, les débits d'air forment un plateau. Cela s'explique par l'effet de la résistance de la dalle sur le débit d'air.

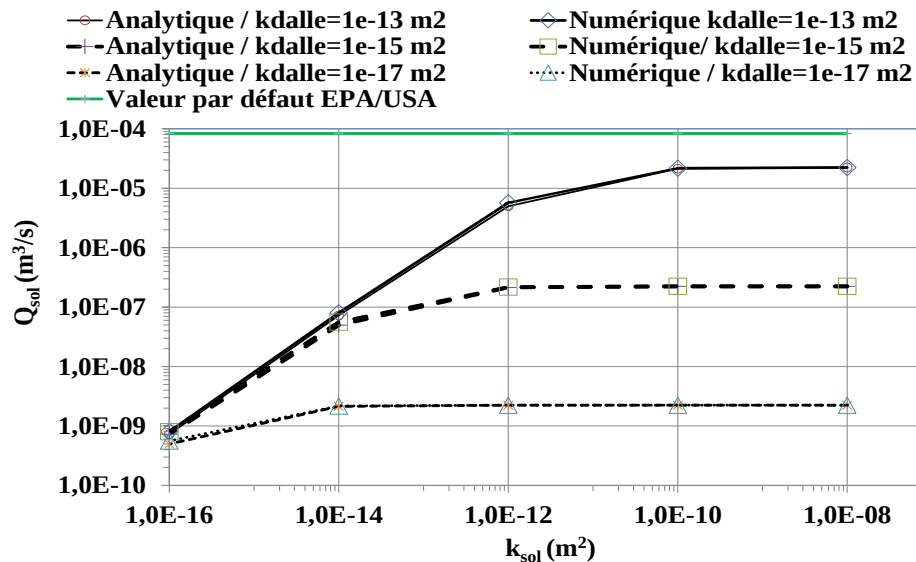


Figure 2.27 : Évolution des débits d'air pour une dalle portée

La comparaison avec la valeur par défaut utilisée par l'EPA montre qu'avec cette valeur on peut surestimer le débit d'air entrant dans le bâtiment de plusieurs ordres de grandeur selon la perméabilité du sol et de la dalle.

2.5.1.3 DALLAGE INDEPENDANT

Les résultats obtenus avec les modèles analytiques et numériques ne diffèrent pas plus de 13%. Pour $k_{sol}/k_{dalle} < 10$, l'impact de la résistance du sol est plus grand que les impacts des résistances de la fissure et de la dalle. La chute de pression se produit essentiellement dans le sol. Pour $10 < k_{sol}/k_{dalle} < 10^3$ l'impact de l'augmentation de la résistance de la dalle apparaît et le débit d'air passe à la fois à travers la fissure et la dalle. Pour $10^3 < k_{sol}/k_{dalle} < 10^5$ l'impact de la résistance de la dalle est plus grande que la résistance du sol et la perméabilité de la dalle a un impact significatif sur le débit d'air. Pour $k_{sol}/k_{dalle} > 10^5$, l'impact de la fissure sur les débits d'air apparaît pour des perméabilités de sol élevées.

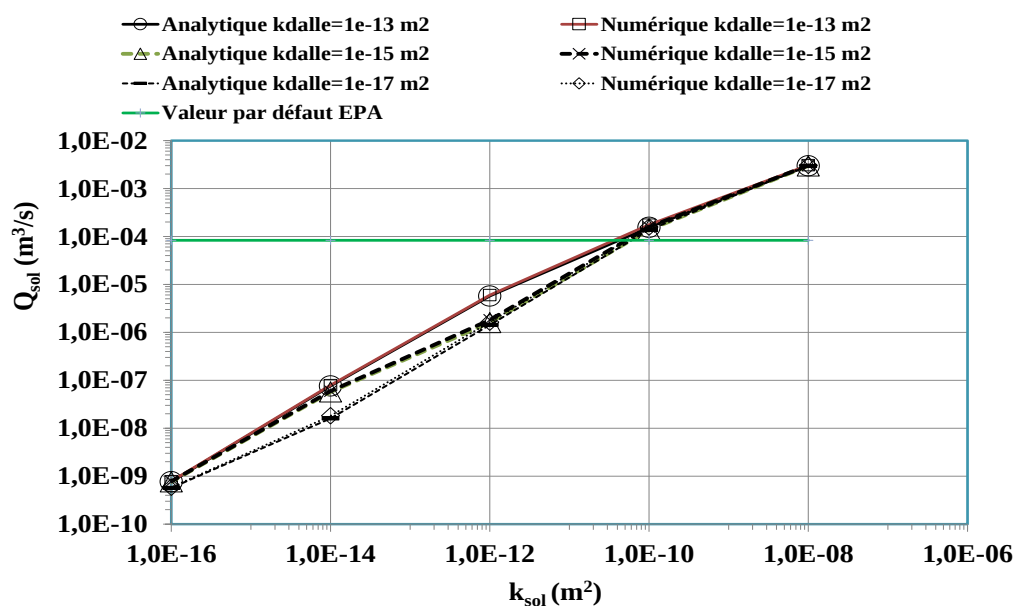


Figure 2.28 : Évolution des débits d'air pour un dallage indépendant

Par ailleurs, les débits calculés peuvent différer de plusieurs ordres de grandeur de la valeur par défaut (courbe verte) proposée par l'EPA.

Cette comparaison montre bien l'imprécision qu'on peut apporter en négligeant l'impact du type de typologie sur les débits d'air et ainsi que les caractéristiques propres de chaque typologie.

2.5.2 COMPARAISON DES DEBITS D'AIR ISSUS DES MODELES ANALYTIQUES AVEC LES MODELES EXISTANTS

Le modèle développé a été comparé avec des modèles existants (Mowris et Fisk, 1988 ; Nazaroff, 1988; Yao et al., 2010) et le modèle numérique pour la même typologie de bâtiment : une cave avec un dallage indépendant avec une fissure périphérique, sans mur de fondation et une dalle imperméable conformément à la configuration de la figure 2.9 a. Le choix de cette typologie est dû au fait que les modèles existants ne prennent pas en compte le mur de fondation et la perméabilité de la dalle. Dans notre modèle, afin de représenter une dalle imperméable, la perméabilité de la dalle k_{dalle} est fixée à 10^{-20} m^2 . Pour $k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$, les différents modèles sont en bon accord. Les résultats obtenus avec ces modèles ne diffèrent pas plus de 16%. Néanmoins, l'équation de Nazaroff surestime le débit d'un facteur 2, comme rapporté précédemment par Yao et al. (Yao et al., 2011). Mais pour $k_{sol} > 10^{-10} \text{ m}^2$, tous ces modèles analytiques ne sont pas en accord avec le modèle numérique. Cela est dû au fait que la largeur de la fissure périphérique du plancher bas ne semble pas avoir une influence sur les débits d'air de ces modèles. Toutefois, le résultat est cohérent parce que la perméabilité du sol k_{sol} est généralement comprise entre $6 \cdot 10^{-14}$ et de $7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ (Nazaroff, 1992). Les résultats obtenus avec notre modèle analytique sont les plus proches des résultats numériques, avec un écart maximum de 11%.

2.5.3 COMPARAISON AVEC L'ORDRE DE GRANDEUR DES DEBITS D'AIR EXPERIMENTAUX DE LA LITTERATURE.

Les débits d'air calculés avec les modèles analytiques présentés ci-dessus sont du même ordre de grandeur que les valeurs expérimentales trouvées dans la littérature. Q_{sol} est compris entre $2,8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et $2,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$, pour un bâtiment ayant 100 m^2 de surface du plancher bas (Nazaroff et al., 1987). Les débits d'air calculés pour le vide sanitaire sont comparables à ceux rapportés par DeVuall (DeVuall, 2010) et sont compris entre $7 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ à $1,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ pour une dalle de 100 m^2 de surface. Les ordres de grandeur de nos débits d'air sont aussi conformes avec les valeurs rapportées pour une dalle portée (DeVuall, 2010) pour des fondations en béton avec des débits d'air compris entre $5,6 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ et $4,6 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$.

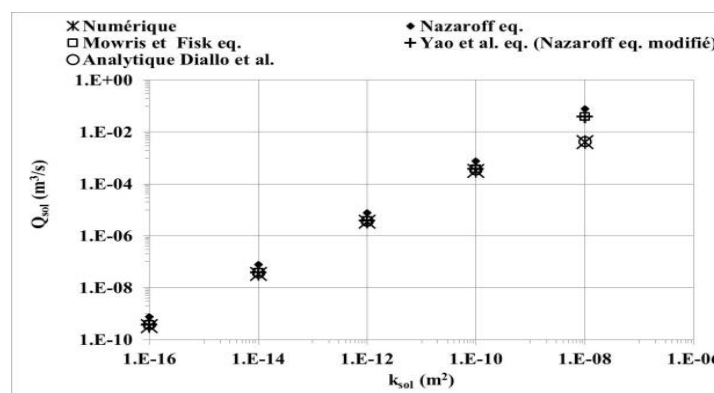


Figure 2.29 : Comparaison avec les modèles existants pour le dallage indépendant (sans mur de fondation).

2.5.4 IMPACT SUR LES DEBITS D'AIR DE LA PRESENCE D'UN LIT DE GRAVIER SOUS LE PLANCHER BAS

2.5.4.1 COMPARAISON DES DEBITS D'AIR AVEC ET SANS LIT DE GRAVIER

Afin de confirmer numériquement l'influence de la présence du lit de gravier sous le plancher bas sur les débits d'air entrant dans le bâtiment, on suit l'évolution du rapport $R = \frac{\text{Débit d'air avec lit de gravier}}{\text{Débit d'air sans lit de gravier}}$, en fonction des perméabilités du sol et de la dalle (Figure 2.30). Les domaines d'étude et les conditions aux limites pour l'étude numérique sont présentés à la Figure 2.3. Les calculs numériques sont effectués avec les données d'entrée suivantes :

Surface du plancher bas (ou du sol nu)	10×10 m ²
Dépression du bâtiment ΔP	4 Pa (valeur par défaut EPA)
Hauteur du mur de fondation L _{mf}	0.5 m
Epaisseur de la fissure périphérique du dallage indépendant d	0.001 m
Epaisseur de la dalle e _{dalle}	0.2 m
Epaisseur du lit de gravier L _G	0,2 m
Epaisseur du mur e _m	0.2 m
Viscosité dynamique de l'air μ	1.8 10 ⁻⁵ Pa.s
Perméabilité du lit de gravier k _{grav}	k _{grav} =10 ⁻⁹ m ²

Tableau 2.4 : Paramètres d'entrée pour le calcul des débits d'air : impact du lit de gravier

La figure 2.30 confirme l'influence notable de la présence du lit de gravier. Plus la perméabilité de la dalle est faible, plus l'impact du lit de gravier est important. Comparativement à la typologie sans lit de gravier, la présence du lit de gravier augmente le débit d'air d'un facteur R= 5 au maximum pour une perméabilité de dalle k_{dalle} = 10⁻¹⁷m², d'un facteur de R=4,6 pour k_{dalle} = 10⁻¹⁵ m² et de R=2,8 pour k_{dalle} = 10⁻¹³ m². Quand la perméabilité du sol est égale à perméabilité du lit de gravier (cas moins réaliste), R=1, les mêmes débits d'air entrent dans les deux typologies.

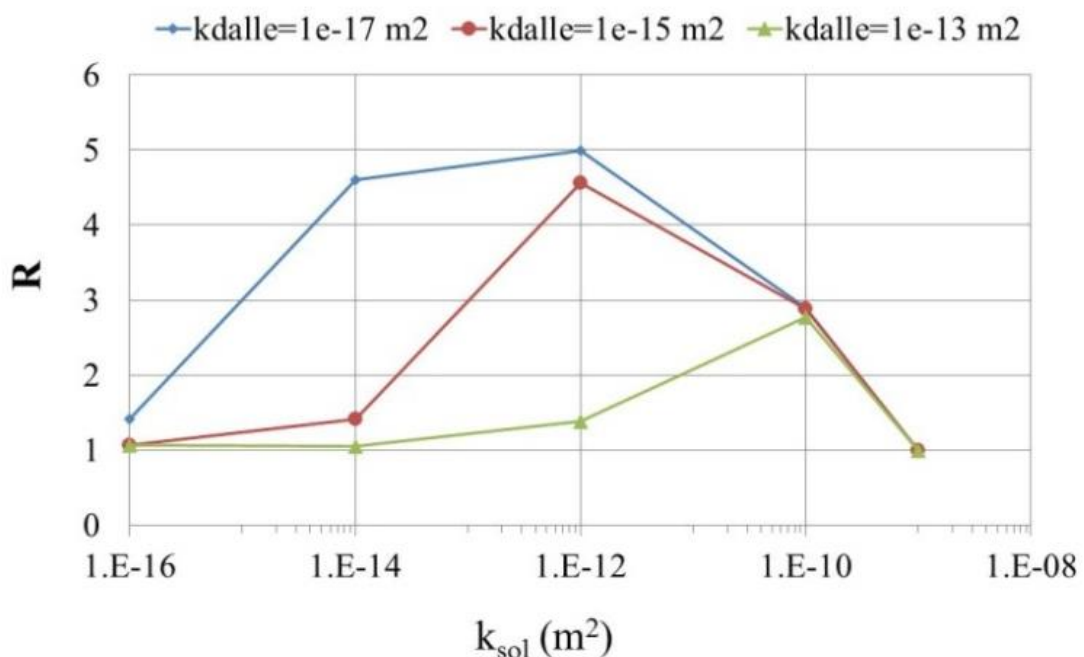
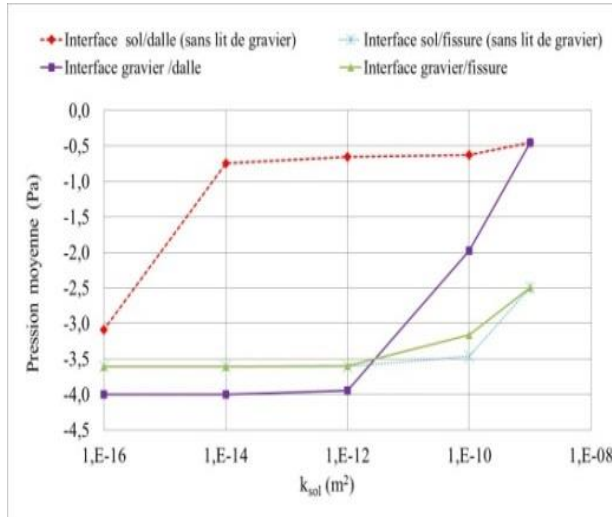
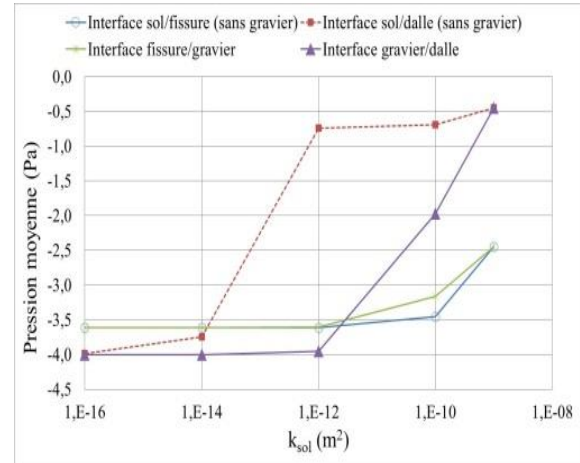


Figure 2.30 : rapport des débits d'air avec et sans lit de gravier en fonction de la perméabilité du sol et de la dalle

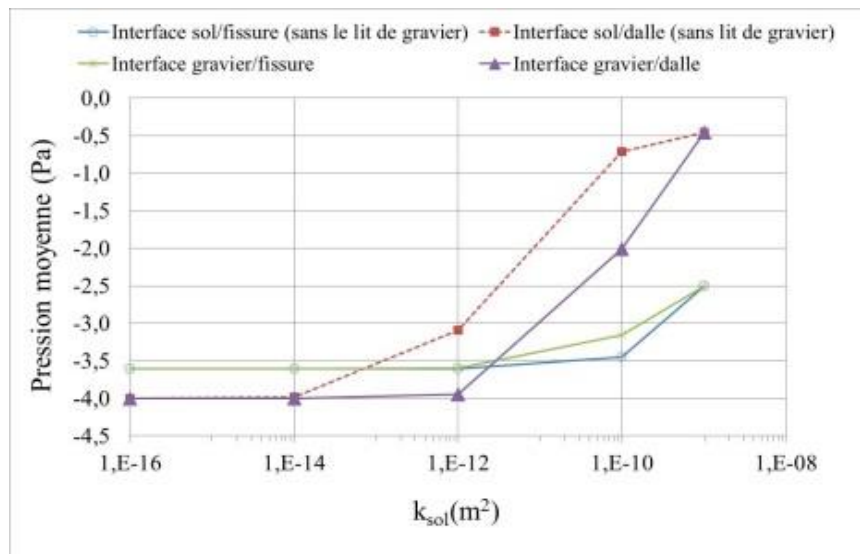
Le comportement irrégulier de l'évolution de R en fonction des perméabilités du sol et de la dalle est dû aux variations du champ de pression sous la dalle. Pour bien appréhender ce comportement, la pression moyenne est représentée au niveau des interfaces suivantes : gravier/fissure et gravier/dalle pour la typologie avec lit de gravier; sol/fissure et sol/dalle pour la typologie sans lit de gravier. Les résultats sont présentés pour trois perméabilités de dalle $k_{dalle}=10^{-13}m^2$, $k_{dalle}=10^{-15}m^2$ et $k_{dalle}=10^{-17}m^2$ (Figure 2.31).



a) $k_{dalle}=10^{-17}m^2$,



b) $k_{dalle}=10^{-15}m^2$



c) $k_{dalle}=10^{-13}m^2$

Figure 2.31 : Évolution de la pression aux différentes interfaces

Tout d'abord, pour la typologie avec lit de gravier, pour chaque perméabilité de dallage, l'évolution des pressions moyennes aux interfaces entre le lit de gravier et la dalle, entre le lit de gravier et la fissure sont similaires. Cela signifie que le débit d'air entrant dans la typologie avec lit de gravier ne dépend pas de la perméabilité de la dalle. Il ne dépend que des perméabilités du sol et du lit de gravier, et la fissure périphérique. On observe des comportements analogues en fonction de l'évolution de la perméabilité du sol. L'évolution des pressions moyennes aux interfaces entre le lit de gravier et la dalle, entre le lit de gravier et la fissure présentent deux phases. Une première phase où la pression à l'interface

n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol. Cela signifie que c'est le sol qui résiste au passage de l'air. Une seconde phase où la pression augmente avec la perméabilité du sol qui s'explique par la diminution de la résistance du sol.

Pour la typologie sans lit de gravier, pour chaque perméabilité de la dalle, les pressions moyennes à l'interface sol/dalle ne sont pas similaires. Cela signifie que le débit d'air entrant dans le bâtiment est cette fois-ci dépendant de la perméabilité de la dalle. Il dépend également de la perméabilité du sol et du lit de gravier, et la fissure périphérique. Pour cette typologie aussi, l'évolution des pressions moyennes aux interfaces entre le sol et la dalle, entre le lit de gravier et la fissure présentent deux phases d'évolution : une première phase où la pression à l'interface évolue en fonction de la perméabilité du sol, et une seconde phase où la pression n'augmente pas avec la perméabilité du sol. Ce comportement s'explique par la résistance de la dalle.

On analyse maintenant l'évolution de la pression moyenne sous le plancher bas selon les perméabilités du sol et de la dalle.

2.5.4.2 ANALYSE DE LA PRESSION SOUS LE PLANCHER BAS POUR UNE DALLE DE PERMEABILITE $K_{DALLE} = 10^{-17} \text{m}^2$ (FIGURE 2.31 A)

On analyse les l'évolution de la pression moyenne pour les différentes plages de perméabilités du sol.

i) $k_{sol} < 10^{-14} \text{m}^2$

Pour la typologie avec lit de gravier, la pression moyenne à l'interface lit de gravier/dalle est égale à la pression à l'intérieur du bâtiment de -4 Pa. Cela est dû au fait que la chute de pression dans la dalle est négligeable et elle se produit essentiellement dans le sol. Donc la résistance de la dalle est négligeable, c'est comme si on avait un sol nu.

Pour la typologie sans lit de gravier, la pression moyenne à l'interface sol/plancher bas augmente avec la perméabilité du sol, la chute de pression dans la dalle n'est pas négligeable et elle augmente avec la perméabilité du sol.

La résistance du plancher bas (fissure et dalle) est plus faible pour la typologie avec lit de gravier, ce qui fait que le débit à travers cette typologie est supérieur à celui de la typologie sans lit de gravier. Pour $k_{sol} < 10^{-14} \text{m}^2$, le rapport R des débits augmente avec la perméabilité du sol (Figure 2.30), donc l'impact de la présence du lit de gravier augmente avec la perméabilité du sol.

ii) $10^{-14} \text{m}^2 < k_{sol} < 10^{-12} \text{m}^2$

Pour la typologie sans lit de gravier, l'évolution de la pression moyenne fonction de la perméabilité du sol à l'interface sol/dalle présente une pente faible. La pression à l'interface sol/dalle s'approche de la pression extérieure 0 Pa. La résistance de la dalle commence à avoir de l'effet sur le débit d'air. Le rapport R atteint son maximum pour une perméabilité du sol $k_{sol} = 10^{-12} \text{m}^2$.

iii) $k_{sol} > 10^{-12} \text{m}^2$

La pression moyenne à l'interface gravier/dalle ainsi que celle à l'interface gravier/fissure augmente avec la perméabilité du sol et tendent vers la pression extérieure (0 Pa), donc la résistance du sol diminue jusqu'à être négligeable pour les perméabilités élevées pour lesquelles l'impact de la fissure apparaît et

bloque le débit d'air ; ce qui entraîne une diminution du rapport R avec la perméabilité du sol (Figure 2.30).

2.5.4.3 ANALYSE DE L'EVOLUTION DES DEBITS ET DE LA PRESSION SOUS LE PLANCHER BAS POUR $K_{\text{DALLE}} = 10^{-13} \text{ m}^2$ ET $K_{\text{DALLE}} = 10^{-15} \text{ m}^2$ (FIGURE 2.31 B ET FIGURE 2.31 C)

Pour la typologie avec lit de gravier, la pression extérieure sous la dalle est récupérée pour des perméabilités élevées par rapport au cas $k_{\text{dalle}} = 10^{-17} \text{ m}^2$; ce qui explique les décalages des courbes vers la droite (Figure 2.30). Malgré le changement de la perméabilité de la dalle, les pressions moyennes aux interfaces lit de gravier/dalle, lit de gravier/fissure n'ont pas changé, cela signifie que le débit d'air entrant en présence de la couche de gravier ne dépend pas de la perméabilité de la dalle, il ne dépend que de la perméabilité du sol et du lit de gravier.

2.5.4.4 COMPARAISON DES DEBITS D'AIR AVEC ET SANS LIT DE GRAVIER

Par ailleurs, la figure 2.32 montre que les débits d'air analytiques et numériques sont en bon accord avec un écart relatif maximal de 10%. Le débit dépend fortement de la perméabilité du sol et augmente avec elle. Il faut noter que ces débits d'air sont aussi du même ordre de grandeur que ceux, expérimentaux, trouvés dans la littérature, les débits sont compris entre $2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ et $2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$ avec une surface de plancher bas de bâtiment de 100 m^2 , la perméabilité du sol est comprise entre $6 \cdot 10^{-14}$ et $7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ (Nazaroff et al, 1985 ; Nazaroff et al., 1987).

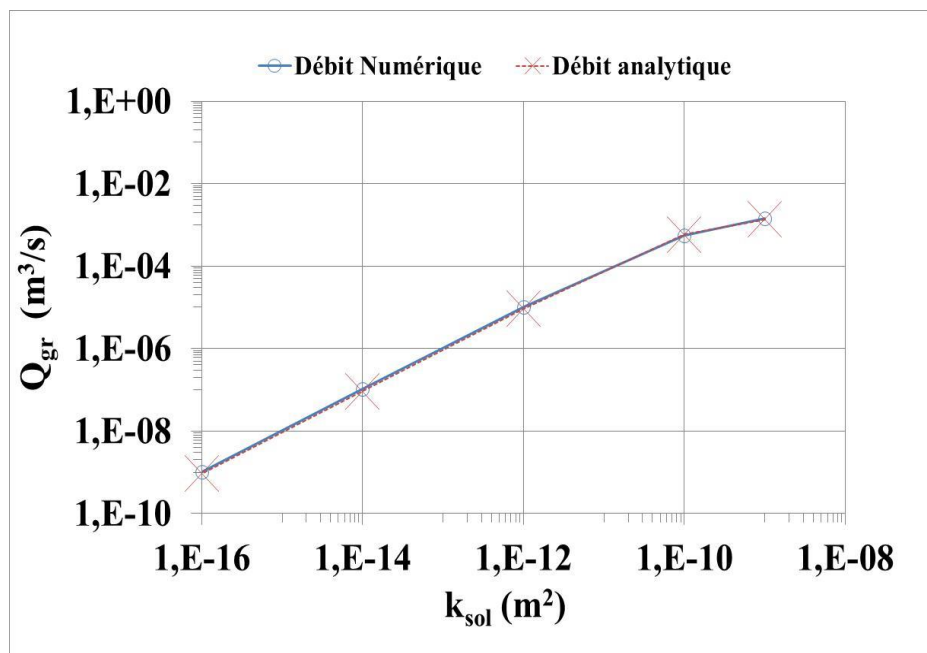


Figure 2.32 : comparaison de débits analytiques et numériques

2.5.5 DEBITS D'AIR PASSANT PAR LES MURS ENTERRES PERMEABLES

Dans cette partie, on évalue l'impact de la perméabilité des murs enterrés sur les débits d'air entrant dans le bâtiment. Les débits d'air passant par les murs enterrés sont donnés par l'équation 2.48. Les débits d'air sont calculés pour trois perméabilités à l'air du mur enterré : $k_{\text{me}} = 10^{-13} \text{ m}^2$, $k_{\text{me}} = 10^{-15} \text{ m}^2$ et $k_{\text{me}} = 10^{-17} \text{ m}^2$.

La cave modélisée fait 100 m^2 de plancher bas avec une hauteur du mur enterré de 2.5 m. La pression sur le plancher bas est de -4 Pascal et celle sur le sol à l'extérieur 0 Pa. La perméabilité du sol est fixée à 10^{-13} m^2 .

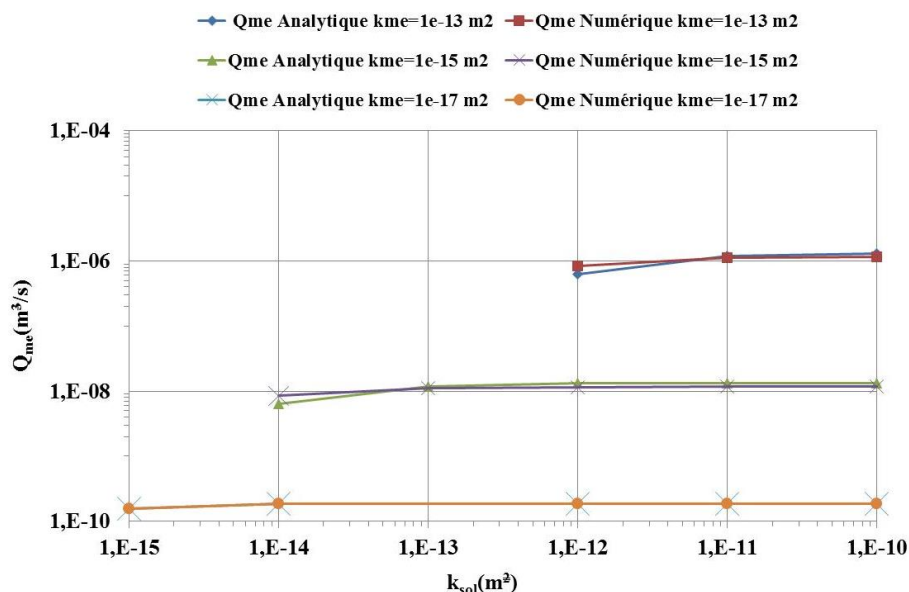


Figure 2.33 : Validation numérique des débits d'air passant par le mur enterré

La figure 2.33 montre que les débits analytiques et numériques sont comparables. Le débit d'air entrant dans le bâtiment augmente avec la perméabilité du mur enterré. Ce débit d'air passant par le mur enterré n'augmente pas en fonction de la perméabilité du sol. Cela s'explique par le fait que la perméabilité du sol est toujours prise inférieure à la perméabilité du mur enterré, comme on le rencontre généralement dans la réalité. Cette comparaison confirme bien que le fait de négliger le débit passant par le mur enterré peut parfois sous-estimer le flux convectif d'air entrant dans le bâtiment.

2.6 PRISE EN COMPTE DE LA FISSURATION ET DES POINTS SINGULIERS DU PLANCHER BAS

Dans les modèles analytiques développés précédemment, pour un dallage sur terre-plein (dalle portée et dallage indépendant), les débits d'air entrant dans le bâtiment dépendent fortement de la perméabilité de la dalle du plancher bas. La présence de fissures et de points singuliers peut affecter cette perméabilité. L'estimation de cette perméabilité est l'une des limites des modèles actuels de transfert des polluants gazeux du sol dans les bâtiments. On va, ci-après, proposer une méthodologie d'estimation de cette perméabilité.

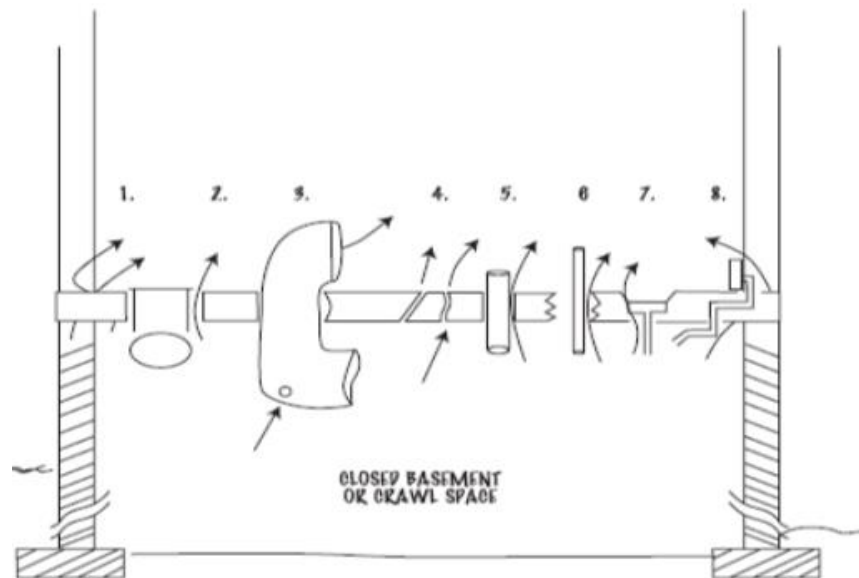
Pour prendre en compte la présence de macro-fissures, nous pouvons distinguer deux approches :

- **Approche 1 :** La première approche consiste à concentrer toutes les macro-fissures de la dalle à la macro-fissure périphérique comme suggéré dans le modèle Johnson et Ettinger (§ 1.5.2.1). Comme on a vu dans la partie bibliographique, cette approche requiert la connaissance du taux de fissuration de la dalle (§ 1.5.2.2). Dans le modèle de Johnson et Ettinger (1991), ce taux de fissuration est obtenu en combinant l'équation de Nazaroff (Équation 1.34) et les mesures de débits dans les bâtiments selon les différentes typologies. L'EPA (USEPA, 2003), utilise un taux de fissuration de 0.00038 pour un dallage sur terre-plein et 0.0002 pour une cave.
- **Approche 2 :** La seconde approche consiste à traiter individuellement les macro-fissures de la dalle. Cette approche est plus physique mais plus difficile à mettre en œuvre car elle nécessite la

connaissance de la géométrie, des dimensions de chaque macro-fissure. On propose dans cette étude de développer un modèle de perméabilité équivalente aux macro-fissures suivant cette deuxième approche.

2.6.1 METHODOLOGIE DE PRISE EN COMPTE DE LA FISSURATION ET DES POINTS SINGULIERS

Avant toute modélisation d'écoulement dans les fissures, il est indispensable de localiser les fissures. Les différentes macro-fissures généralement rencontrées au niveau d'un plancher sont répertoriées ci-dessous.



- | | |
|---|--|
| 1. Ouvertures périphériques = Classe 1 | 5. Conduits égouts= Classe 1 ; |
| 2. Événements HVAC= Classe 1 | 6. Conduites d'eau= Classe 2 |
| 3. Conduits HVAC (avec trous) = Classe 3 | 7. Bouche drainage= Classe 2 ; |
| 4. Trous et fissures=Classe 1 et Classe 3 | 8 .Lignes électriques, fibres optiques, lignes téléphoniques= Classe 1 |

Figure 2.34 : macrofissures d'une dalle

On propose de classer les macro-fissures selon leur représentation géométrique approchée. On suppose qu'une macro-fissure a trois représentations géométriques approchées possibles : une géométrie formée par un espace entre deux plaques planes (fissures périphériques, macro-fissures traversant la dalle,..), une géométrie formée par l'espace entre deux cylindres coaxiaux (espace entre la dalle et les conduites d'eau, électriques, etc.) et une géométrie cylindrique (trous au niveau de la dalle...). Il est ainsi possible d'obtenir les classes d'écoulement suivantes :

- **Classe 1** : l'écoulement dans la fissure peut être considéré comme l'écoulement entre deux plaques planes.
- **Classe 2** : l'écoulement dans la fissure peut être considéré comme l'écoulement entre deux cylindres coaxiaux.
- **Classe 3** : l'écoulement dans la fissure peut être considéré comme l'écoulement dans un cylindre.

Après avoir classifié les fissures, on cherche maintenant à caractériser la résistance de l'écoulement de l'air pour chaque classe. Pour ce faire, on suppose que l'écoulement à travers les macro-fissures est incompressible, isotherme et laminaire. On suppose aussi qu'aucun flux ne passe de la fissure vers la macroporosité de la dalle. Par résolution exacte de l'équation de Navier et Stokes dans les différentes

configurations géométriques, il est possible d'obtenir les débits passant par les différentes fissures et d'en déduire les résistances à l'écoulement.

- **Résistance R_{eq1}** : le débit d'écoulement d'air en régime laminaire à travers deux plaques parallèles peut s'écrire :

$$Q_1 = \frac{\xi l w^3}{12 \mu} \frac{\Delta P}{e_{dalle}} \quad (2.67)$$

La résistance à l'écoulement de l'air de la classe 1 s'écrit :

$$R_{classe1} = \frac{\Delta P}{Q_1} = \frac{12 \mu e_{dalle}}{\xi l w^3} \quad (2.68)$$

ξ Coefficient de débit [-], w : épaisseur de la fissure, l : la longueur de la fissure.

La résistance globale équivalente à la classe 1 : toutes les résistances de la classe 1 sont supposées en parallèles. Donc, il vient :

$$\frac{1}{R_{eq1}} = \frac{1}{R_1} + \frac{1}{R_2} + \dots + \frac{1}{R_n} \quad (2.69)$$

Où $R_1 \dots R_n$: sont les résistances individuelles de chaque macro-fissure. En remplaçant les résistances de la classe 1 dans l'équation 2.69 on obtient la résistance équivalente aux macro-fissures de Classe 1 :

$$R_{eq1} = (12 \mu e_{dalle}) \left[\sum_{i=1}^N \xi_i l_i w_i^3 \right]^{-1} \quad (2.70)$$

- **Résistance R_{eq2}** : Le débit d'air passant entre deux cylindres coaxiaux peut s'exprimer par :

$$Q = \frac{\pi \xi}{8 e_{dalle} \mu} \left[-((R_1 + e)^4 - (R_1)^4) + \frac{((R_1 + e)^2 - (R_1)^2)^2}{\ln(1 + e/R_1)} \right] \Delta P \quad (2.71)$$

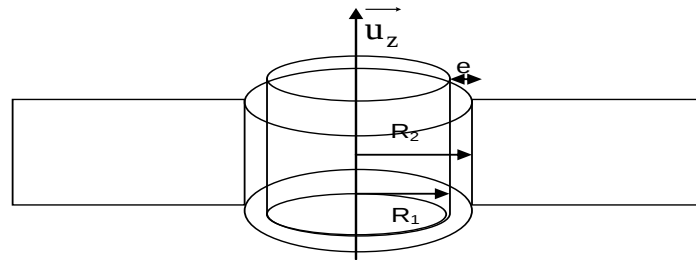


Figure 2.35 : écoulement entre deux cylindres coaxiaux

De même que précédemment, en utilisant l'analogie avec la thermique, Il vient :

$$R_{Classe2} = \left[\frac{\pi \xi}{8 e_{dalle} \mu} \left[-((R_1 + e)^4 - (R_1)^4) + \frac{((R_1 + e)^2 - (R_1)^2)^2}{\ln(1 + e/R_1)} \right] \right]^{-1} \quad (2.72)$$

e est l'épaisseur de la fissure. La résistance équivalente à la classe 2 est donnée par :

$$R_{q2} = \left[\sum_{k=1}^{k=N} \left[\xi_k \frac{\pi \xi}{8 e_{dalle} \mu} \left[- \left((R_{1k} + e_k)^4 - (R_k)^4 \right) + \frac{\left((R_k + e_k)^2 - (R_{1k})^2 \right)^2}{\ln(1 + e/R_{1k})} \right] \right] \right]^{-1} \quad (2.73)$$

▪ **Résistance $R_{classe 3}$:** Le débit de fluide pour un écoulement laminaire dans une conduite cylindrique peut être exprimée par :

$$Q = \xi \frac{\pi}{8 \mu} \frac{\Delta P}{e_{dalle}} r^4 \quad (2.74)$$

Comme précédemment, en utilisant l'analogie avec la thermique, Il vient :

$$R_{classe 3} = \frac{8 \mu e_{dalle}}{\xi \pi r^4} \quad (2.75)$$

r (m) épaisseur de la dalle. La résistance équivalente à la classe 3 est donnée par :

$$R_{eq3} = (8 \mu e_{dalle}) \left[\left(\sum_{j=1}^N \xi_j r_j^4 \right) \right]^{-1} \quad (2.76)$$

On suppose que la dalle est composée de quatre résistances en parallèles : la résistance de la macroporosité de la dalle R_{dalle} et les résistances des macro-fissures, $R_{Clas 1}$, $R_{Classe 2}$ et $R_{Classe 3}$. Les résistances des différentes classes sont supposées en parallèle, ainsi on peut écrire :

$$\frac{1}{R_{eq}} = \frac{1}{R_{eq1}} + \frac{1}{R_{eq 2}} + \frac{1}{R_{eq 3}} + \frac{1}{R_{dalle}} \quad (2.77)$$

La résistance R_{dalle} est donnée par :

$$R_{dalle} = \frac{\mu e_{dalle}}{k_{dalle} A_f} \quad (2.78)$$

Où A_f est la surface du plancher bas.

Perméabilité équivalente aux macro-fissures : Supposons que l'écoulement passant par les macro-fissures est régi par la loi de Darcy :

$$Q_{eq} = \frac{k_{eq}}{\mu} \frac{\Delta P}{e_{dalle}} A_f = \frac{\Delta P}{R_{eq}} \quad (2.79)$$

Après simplification, il vient :

$$k_{eq} = \frac{1}{A_f} \left[\frac{1}{12} \left[\sum_{i=1}^N \xi_i l_i w_i^3 \right] + \frac{\pi}{8} \left[\sum_{j=1}^N \xi_j r_j^4 \right] + \sum_{k=1}^{k=N} \left[\xi_k \frac{\pi}{8} \left[- \left((R_{1k} + e_k)^4 - (R_k)^4 \right) + \frac{\left((R_k + e_k)^2 - (R_{1k})^2 \right)^2}{\ln(1 + e_k/R_{1k})} \right] \right] \right] + \frac{k_{dalle} A_f}{e_{dalle}} \quad (2.80)$$

Cette dernière équation peut être vue comme la somme de trois termes qui correspondent chacun à la contribution de chaque classe de fissuration à la perméabilité équivalente.

Estimation des valeurs de ξ , r , e , w : Pour les fissures de Classe 1, il existe dans la littérature des valeurs de coefficients de débit empiriques ξ très disparates (Boussa, 2000) ; Dans la littérature, Il existe aussi quelques ordres de grandeur de tailles de fissures pour la classe 1 et 2 (Tableau 1.2). La limite de notre approche est l'estimation des dimensions de fissures et les coefficients de débits.

2.6.2 PROPOSITION D'UNE METHODE D'ESTIMATION DE LA PERMEABILITE EQUIVALENTE AUX MACRO-FISSURES D'UNE DALLE

Pour un bâtiment donné, nous proposons une méthode de diagnostic qui pourrait en principe conduire à une estimation de l'ordre de grandeur de la perméabilité. On propose pour cela d'effectuer les tâches suivantes :

- i) Inspection de la dalle pour localiser les fissures (inspection de fissuration).

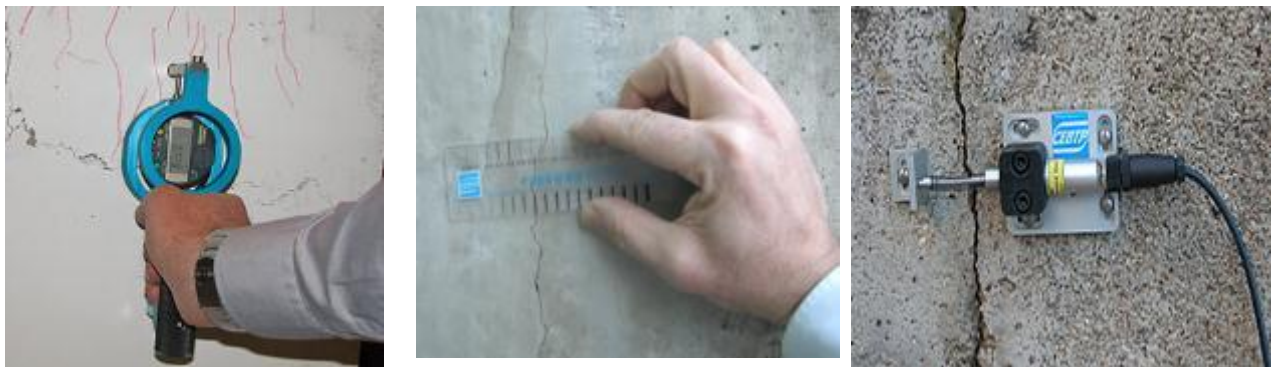


Figure 2.36 : quelques types de fissuromètres (ginger-cebtp.com)

Dans cette étape, on diagnostique le plancher bas du bâtiment pour repérer les principaux points singuliers visibles, les fissures, les passages de réseaux d'eau, de canalisations diverses,... Ce travail peut être difficile notamment si le plancher bas est recouvert de moquettes, nattes, plaques,..., il peut être aussi difficile à mener pour un bâtiment de surface de plancher bas important. Dans ce cas il faut réaliser un maillage du plancher bas et déterminer les défauts pour chaque maille.

- ii) Détermination de la dimension des fissures

Dans cette étape on estime la dimension de chaque défaut visible trouvé par un fissuromètre (Figure 2.36).

- iii) Classification des fissures selon leurs géométries (Classe 1 : écoulement entre deux plaques parallèles, Classe 2: écoulement entre deux cylindres coaxiaux, Classe 3: écoulement dans un cylindre.)

Chaque fissure localisée est d'abord dimensionnée et ensuite classée selon sa géométrie.

- iv) Estimation de la perméabilité équivalente du plancher bas

Enfin la perméabilité équivalente du plancher bas est estimée par l'équation 2.80

2.6.3 EXEMPLE D'APPLICATION

Soit un bâtiment de surface de plancher bas de 100 m^2 . La perméabilité du plancher bas neuf est de 10^{-20} m^2 . Le bâtiment est composé de 2 chambres, un séjour, une cuisine et une toilette. La toilette possède 2 conduits d'eau cylindriques de 10 cm de diamètre et traversant le plancher bas. L'épaisseur estimée de la fissure entre chaque cylindre et la dalle est $e=1 \text{ mm}$. Dans le séjour, il existe une fissure sur le plancher bas de longueur 1 m et taille $w=0.5 \text{ mm}$. L'épaisseur du plancher est de 0.2 m. Dans la cuisine, un trou de 3 mm traverse le plancher bas. Quelle est la perméabilité équivalente des fissures ?

Pour déterminer la perméabilité équivalente du plancher bas, on suit les étapes présentées au paragraphe précédent. Pour ce bâtiment on a les 3 classes de fissures présentées précédemment. En utilisant l'équation 2.80 on peut déterminer la perméabilité équivalente du plancher bas, ainsi que la perméabilité de chaque classe de fissure. On obtient une perméabilité de $5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ pour la classe 1, $5.5 \cdot 10^{-14}$ pour la classe 2 et $2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ pour la classe 3. La perméabilité du plancher bas neuf est négligeable devant ces perméabilités. En sommant ces différentes perméabilités, on obtient la perméabilité équivalente de la dalle $k_{eq} = 1.27 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$.

2.7 PREMIERE APPLICATION : INTEGRATION DES DEBITS D'AIR ANALYTIQUES DANS UN CODE DE VENTILATION

Le but de cette application est d'analyser l'impact des typologies de bâtiment (dallage sur terre-plein et vide sanitaire) sur le transfert des polluants gazeux du sol dans le bâtiment (COV, radon, ...). Un modèle de simulation thermo-aéraulique multizone est utilisé pour cette étude (Koffi, 2009). Dans le § 2.2 des modèles analytiques ont été développés pour estimer les débits d'air entrant dans plusieurs typologies de bâtiment. Ces modèles analytiques sont maintenant intégrés dans le modèle de ventilation.

2.7.1 METHODE D'INTEGRATION : DESCRIPTION DU MODELE THERMO-AERAULIQUE

Dans cette étude, le modèle de simulation utilisé a été développé par Koffi (Koffi, 2008) dans l'environnement Matlab/simulink. Le modèle est multizone, et tient compte du transfert combiné de chaleur et de masse dans le bâtiment. Décrivons la résolution du système aéraulique et quelques composants de ce modèle.

2.7.1.1 RESOLUTION DU SYSTEME AERAULIQUE

Pour résoudre le système aéraulique, le «modèle de bâtiment» et les «systèmes de ventilation» sont considérés séparément. Le "modèle de bâtiment» est composé de l'enveloppe du bâtiment, des liaisons aérauliques internes, des nœuds de pression et de températures. Le «système de ventilation" est composé de conduits, ventilateurs, échangeurs de chaleur, filtres, etc... Cette distinction permet à l'utilisateur de construire un minimum de blocs. Les deux modèles sont couplés via les nœuds de pression dans les conduits par la méthode «oignon» décrit par Hensen (Hensen, 1999). Soit un bâtiment composé de N_z zones. L'équation de conservation de la masse appliquée à la zone i comportant N_k liaisons aérauliques donne la relation suivante :

$$\frac{dm_i}{dt} = \left(\sum_{j=0}^{N_z} \sum_{k=1}^{N_k(i,j)} \dot{m}_{j,i,k}(t) \right) - \left(\sum_{j=0}^{N_z} \sum_{k=1}^{N_k(i,j)} \dot{m}_{i,j,k}(t) \right) \quad (2.81)$$

En écrivant ce bilan pour toutes les zones, on obtient un système de N_z équations non linéaires dont les N_z inconnues sont les pressions de référence $p_{i,0}$ des différentes zones.

$$\begin{cases} \left(\sum_{j=0}^{Nz} \sum_{k=1}^{Nk(1,j)} \dot{m}_{j,1,k}(t) \right) - \left(\sum_{j=0}^{Nz} \sum_{k=1}^{Nk(1,j)} \dot{m}_{1,j,k}(t) \right) = 0 \\ \dots \\ \left(\sum_{j=0}^{Nz} \sum_{k=1}^{Nk(Nz,j)} \dot{m}_{j,Nz,k}(t) \right) - \left(\sum_{j=0}^{Nz} \sum_{k=1}^{Nk(Nz,j)} \dot{m}_{Nz,j,k}(t) \right) = 0 \end{cases} \quad (2.82)$$

Le système est résolu en utilisant la méthode de Newton-Raphson (Feustel, 1990) à travers le bloc "Contrainte algébrique" dans Simulink.

2.7.1.2 TRANSFERTS DES POLLUANTS

La conservation de la masse de chaque polluant dans la zone i du bâtiment multizone est donné par :

$$\frac{dm_i}{dt} = S_i + \sum_{j=0}^{Nz} \sum_{k=1}^{Nk(j,i)} (1 - \eta_{jik}) \times \dot{m}_{jik} \times \frac{C_j}{\rho_j} - \sum_{j=0}^n \sum_{k=1}^{Nk(i,j)} (\dot{m}_{ijk} + k_i) \times \frac{C_i}{\rho_i} \quad (2.83)$$

Nz est le nombre total de zones du bâtiment ; $Nk(i,j)$ est le nombre total de liens entre les zones j et i ; C_j est la concentration en polluant dans la zone j ($j=0$ correspond à l'extérieur) ; $\dot{m}_{jik}$ est le débit d'air à travers l'orifice k de la pièce j à la pièce i ; ρ_i masse volumique de l'air dans la zone i ; η_{jik} coefficient de filtration du polluant à travers l'orifice k entre les zones j et i ; k_i est le coefficient de réactivité du polluant dans la zone i . Les facteurs η_{jik} et k_{ip} ont été introduits par Allard (Allard, 1992). Le terme η_{jik} représente le filtrage de la concentration du polluant lors de son passage des zones j à i , à travers l'orifice k ; $(1 - \eta_{jik})$ représente le ratio de concentration atteignant la zone i . Le coefficient de réactivité du polluant, k_{ip} , est un terme général prenant en compte la réaction chimique du polluant étudié, mais aussi les phénomènes d'adsorption/désorption dans les matériaux solides, le changement de phase ou la réactivité nucléaire d'un polluant radioactif dans la zone considérée.

2.7.1.3 MODELISATION DE L'ENVIRONNEMENT DU BATIMENT

La modélisation de l'environnement du bâtiment est prise en compte par la prise en compte de la variation de la masse volumique de l'air humide, du champ de pression, du tirage thermique et de l'action du vent sur le bâtiment.

Masse volumique de l'air humide : l'humidité peut avoir une influence considérable sur la masse volumique de l'air. Allard (Allard, 1992) a montré que la force gravitationnelle d'une humidité absolue de 5 g/kg d'air sec est équivalente à l'effet d'une différence de température de 1°C. Ce résultat est pris en compte dans la modélisation de la masse volumique de l'air humide. Elle est donnée par :

$$\rho = \left(\frac{\rho_0 T_0}{T_{int}} \right) \times \frac{P}{P_0} \times \frac{1 + \omega_a}{1 + \omega_a \times (M_a / M_v)} \quad (2.84)$$

Où ρ_0 est la masse volumique de l'air humide dans les conditions de référence ($P_0=101325\text{Pa}$, $T_0=273,15^\circ\text{K}$); ω_a est l'humidité absolue de l'air, P la pression absolue, T_{int} la température de l'air intérieur. M_a et M_v sont respectivement les masses molaires respectives de l'air sec et de la vapeur d'eau contenue dans l'air.

Pression induite par le vent sur l'enveloppe du bâtiment : Pour tenir compte de perturbation aérodynamique du bâtiment et des conditions topographiques du site, le modèle règle la vitesse du vent selon les particularités climatiques de l'implantation du site. Cette vitesse peut être calculée par l'équation suivante (Allard, 1998 ; Awbi, 2003) :

$$U = k_w \times z^{a_w} \times U_{\text{met}} \quad (2.85)$$

U_{met} est la vitesse météo du site. z est la hauteur sur site. k_w et a_w dépendent de la rugosité du terrain. Pour les zones urbaines, $k_w = 0,35$ et $a_w = 0,25$ (Allard, 1998). La pression du vent sur l'enveloppe du bâtiment est donné par :

$$p_w = C_p \times \frac{1}{2} \rho_{\text{ext}} U^2 \quad (2.86)$$

Où C_p , le coefficient de pression, décrit la distribution de la pression du vent sur l'enveloppe du bâtiment. C_p est positif pour les surfaces exposées au vent et négatif pour les surfaces sous le vent et parallèles à la direction du vent.

Tirage thermique : Le tirage thermique occasionné d'une part par la différence de densité entre l'air intérieur et l'air extérieur, d'autre part de la différence de densité entre deux zones voisines du bâtiment, peut influencer les infiltrations et les transferts aérauliques. Ce phénomène est modélisé par la pression hydrostatique de l'air :

$$p_i = p_{i,0} - \rho_i g h_i \quad (2.87)$$

La différence de pression totale entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment est due à aux effets combinés du vent, du tirage thermique et la pression intérieure de référence s'obtient :

$$\Delta p_{\text{tot}} + p_{i,0} = p_w + \Delta p_{\text{th}} \quad (2.88)$$

L'objectif est le calcul de la pression intérieure de référence $p_{i,0}$.

2.7.1.4 INFILTRATION DE L'AIR DANS L'ENVELOPPE DU BATIMENT

L'étanchéité à l'air est traitée en tant que composant de ventilation. Le débit d'une fuite d'air par un orifice ou une fissure est estimé par :

$$\dot{m} = \text{sign}(\Delta p) \times \frac{A_{\text{façade}}}{A_{\text{enveloppe}}} \times K \times \Delta p^n \quad (2.89)$$

Les paramètres K et n peuvent être déterminés par des moyens expérimentaux à l'aide de la porte-soufflante ou la méthode de gaz témoin.

Composants d'entrées et sorties d'air : Pour les entrées d'air (ex : entrée d'air fixe ou grille) de ventilation et des sorties, le débit d'air de référence q_{v0} est donné par le constructeur, à une pression de référence Δp_0 . Le débit d'air dépend des masses volumiques et de la différence de pression :

$$\dot{m} = \text{sign}(\Delta p) \times \frac{\rho_0 q_{v0}}{\sqrt{\Delta p_0}} \times \sqrt{\frac{\rho}{\rho_0} |\Delta p|} \quad (2.90)$$

Grandes ouvertures verticales extérieures (LVO) : Les échanges aérauliques entre les zones thermiques sont représentés par un modèle d'orifice représentant les pertes de charge à l'intérieur du bâtiment à travers le détalonnage sous les portes fermées.

$$\dot{m} = \text{sign}(\Delta p) \times C_D \times A \times \sqrt{2\rho \times |\Delta p|} \quad \rho = \begin{cases} \rho_i & \text{if } \Delta P < 0 \\ \rho_j & \text{if } \Delta P > 0 \end{cases} \quad (2.91)$$

Où le coefficient C_D prend en compte la contraction de l'écoulement due à l'ouverture.

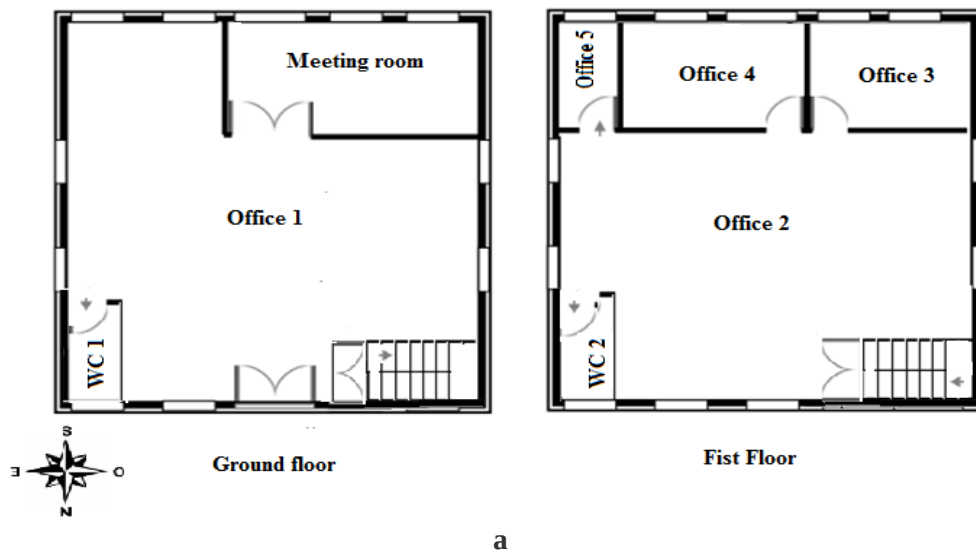
2.7.1.5 LES CONDUITS DE VENTILATION

Les systèmes de ventilation sont modélisés avec leurs caractéristiques de débit d'air réel : les ventilateurs sont approchés par des équations polynomiales résultant de l'interpolation des courbes de débit d'air réel. La perte de pression totale dans les réseaux de gaines est donnée par l'expression :

$$\Delta p_{\text{tot}} = \left(\frac{\lambda L}{D_H} + \sum_i \zeta_i \right) \frac{1}{2} \rho V_{\text{cond}}^2 \quad (2.92)$$

2.7.1.6 BATIMENT SIMULE ET SCENARIO DE SIMULATION (DIALLO ET AL., 2012)

Le bâtiment étudié est un immeuble de bureaux. Il est composé de 6 bureaux et 2 toilettes à chaque niveau. La perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment est fixée à $1,7 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ sous 4 Pa. Un système de ventilation mécanique par extraction a été utilisé. Les débits simulés sont conformes à la réglementation d'hygiène dans les bureaux (RSTD, 1985).



Zone	Level	Local	Surface (m ²)	Real occupation	Fresh air flow (m ³ /h/person)	Exhaust air m ³ /h
Zone 1	Ground Floor	Office 1	189	14	18	252
	Ground Floor	Meeting Room	45	15	18	270
Zone 2	Fist floor	Office 5	12	1	18	18
	Fist Floor	Office 4	30	2	18	36
	Fist Floor	Office 3	32	2	18	36
	Fist Floor	Office 2	160	12	18	216

b

Figure 2.37 : a) Plan du bâtiment ; b) Dimension du bâtiment et débits extraits (Diallo et al., 2012)

Pour le réseau aéraulique, le bâtiment est divisé en 3 zones pour la typologie de dallage sur terre-plein : un premier étage (zone 1), un rez-de-chaussée (zone 2), un couloir (escaliers) (zone 3). Le couloir est relié à toutes les zones par l'intermédiaire des portes closes, le détalonnage de la porte est de 145 cm², pour le vide sanitaire il y a une zone supplémentaire (zone 4) avec deux ouvertures de 40 cm² dans le vide sanitaire. La perméabilité et les entrées d'air ont été distribuées sur les façades selon le dimensionnement de la ventilation. Les conditions météorologiques sont ceux de la ville de Trappes (près de Paris, France). Un fichier décrit la météo au pas de temps horaire : la température extérieure, humidité relative extérieure et la direction et la vitesse du vent. La température ambiante est constante et égale à 20 ° C. La hauteur du vide sanitaire est de 0,5 m. Toutes les simulations sont effectuées du 1^{er} Octobre au 20 mai avec un pas de temps de 1 heure. Les parois ont une épaisseur de 0,2 m. Le mur de fondation est de 0,5 m de profondeur ; la dalle a une épaisseur de 0,2 m. Le polluant dans le sol choisi est le radon. La concentration de radon dans le sol est constante à 5. 10⁴ Bq/m³. Les sources de radon : l'environnement externe, les matériaux de construction sont négligés. Le transfert par diffusion dans le sol, à travers le soubassement et dans le bâtiment sont également négligés.

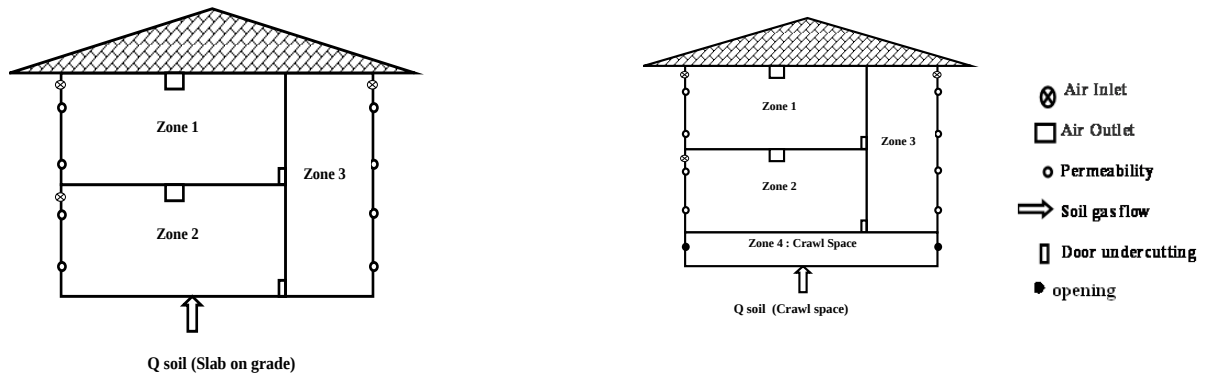


Figure 2.38 : schéma aéraulique (Diallo et al., 2012)

2.7.2 ÉTUDE DE SENSIBILITES SUR L'EVOLUTION DES DEBITS D'AIR ET DES CONCENTRATIONS INTERIEURES

Pour chaque typologie, une étude de sensibilité a été menée afin d'évaluer l'impact de la perméabilité du sol et de la dalle. Trois valeurs de perméabilité de dalles ont été utilisées : 10⁻¹⁶, 10⁻¹⁴ et 10⁻¹² m², trois valeurs de perméabilité du sol ont également été utilisées : 10⁻¹⁴ m², 10⁻¹² m² et 10⁻¹⁰ m².

2.7.2.1 DALLE PORTEE

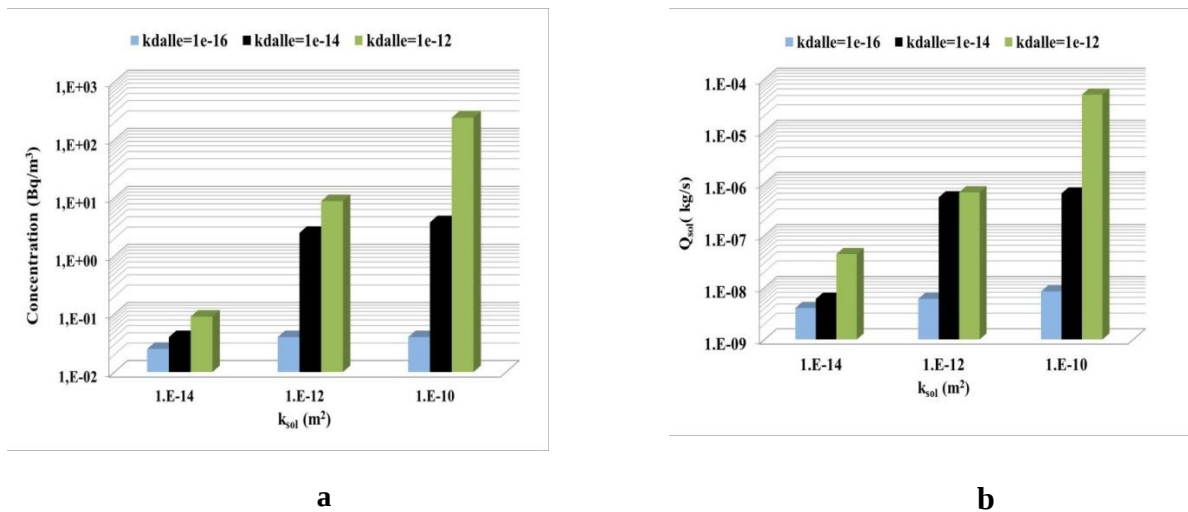


Figure 2.39 : a) concentrations moyennes obtenues dans le bâtiment (zone 2), b) débit moyen entrant dans le bâtiment (zone 2)

La figure 2.39 montre que le débit d'air entrant dans le bâtiment augmente avec la perméabilité de la dalle et la perméabilité du sol. Pour une dalle imperméable $k_{dalle}=10^{-16}$ m², le flux d'air pénètre dans l'environnement intérieur et la concentration de radon dans cet environnement augmente très légèrement en fonction de la perméabilité du sol. Lorsque $k_{dalle}=10^{-14}$ m² le débit d'air et la concentration de radon augmentent avec la perméabilité du sol. Pour $k_{dalle}=10^{-12}$ m², le débit et la concentration augmentent de deux ordres de grandeur par rapport au cas de $k_{dalle}=10^{-14}$ m². Cela signifie que plus la dalle est imperméable, plus elle résiste au passage de l'air pollué par le radon indépendamment de la perméabilité du sol. Quand la dalle devient plus perméable au passage de l'air, la concentration de l'air intérieur devient plus dépendante de la perméabilité du sol. Une dalle relativement perméable peut donc permettre un débit plus élevé de polluant et donc à une augmentation de la concentration à l'intérieur du bâtiment. Nous concluons que, pour cette typologie, la perméabilité de la dalle joue un rôle significatif dans le transfert des polluants gazeux entre le sol et les environnements intérieurs.

2.7.2.2 DALLAGE INDEPENDANT

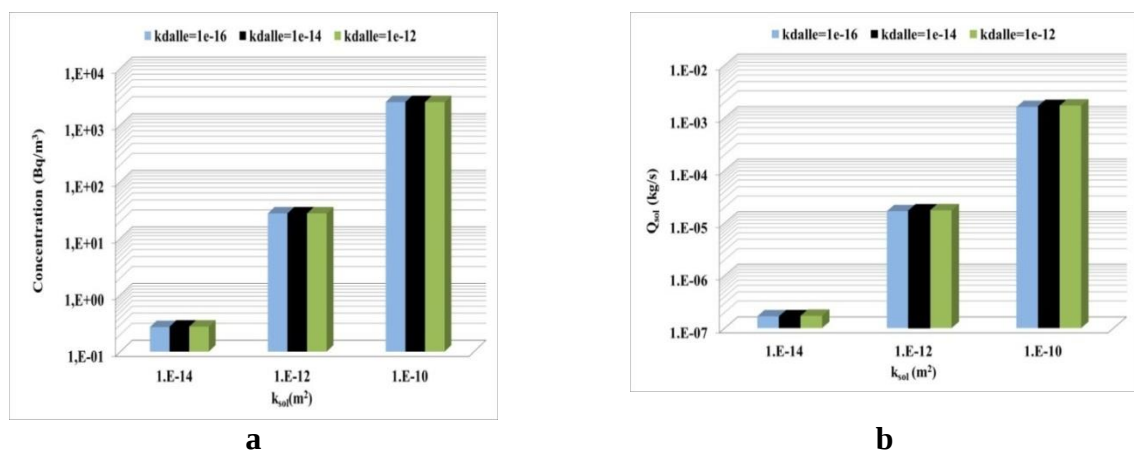


Figure 2.40 : a) concentrations moyennes obtenues dans le bâtiment (zone 2), b) débit moyen entrant dans le bâtiment (zone 2)

Pour un dallage indépendant, la largeur de la fissure périphérique est fixée à 0,001 m (US-EPA, 2002). La figure 2.40 montre que dans le cas d'un dallage indépendant, les débits d'air et les concentrations de radon à l'intérieur sont très sensibles à la perméabilité du sol. Quand la perméabilité passe du sol de 10^{-14} m^2 et 10^{-12} m^2 , la concentration intérieure augmente environ de deux ordres de grandeur ; et quand la perméabilité du sol passe 10^{-14} m^2 et 10^{-10} m^2 elle augmente environ de quatre ordres de grandeur. Cependant, l'impact de la perméabilité de la dalle sur l'évolution des débits d'air et des concentrations intérieures est faible. Nous pouvons déjà conclure que, pour un dallage indépendant, contrairement au cas de la dalle portée, la perméabilité du sol pour un niveau de fissuration donné est le principal paramètre qui influe sur l'entrée dans le bâtiment de gaz provenant du sol.

2.7.2.3 VIDE SANITAIRE

La simulation est effectuée avec une ventilation faible dans le vide sanitaire. Deux ouvertures de 40 cm^2 ont été placées, l'une sur la façade est et l'autre sur la façade ouest du vide sanitaire. En présence d'un vide sanitaire, l'entrée du polluant gazeux du sol dans le bâtiment se fait en deux étapes. D'abord, à partir du sol, le polluant entre dans le vide sanitaire où il peut être dilué ; ensuite il entre dans le bâtiment via le plancher bas. La figure 2.41 montre le débit d'air entrant dans le vide sanitaire et la concentration de radon dans le vide sanitaire.

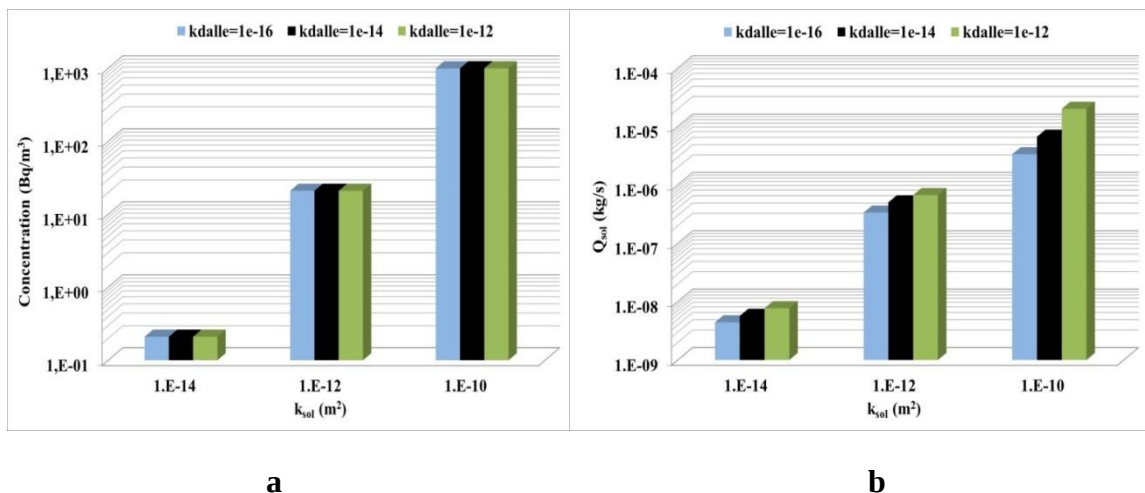


Figure 2.41 : a) concentration moyenne dans le vide sanitaire (zone 4), b) débit moyen entrant dans le vide sanitaire

La concentration de radon dans le vide sanitaire diminue avec la perméabilité du sol. La perméabilité de la dalle n'a aucune influence sur la concentration de radon dans le vide sanitaire. La concentration de radon dans le bâtiment est négligeable parce que le vide sanitaire sert de zone de dilution du polluant.

2.7.2.4 ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA CONCENTRATION INTERIEURE

Pour les mêmes caractéristiques du sol et la même dimension du bâtiment, l'évolution de la concentration dans le bâtiment (zone 2) est évaluée ($k_{sol} = 10^{-12} \text{ m}^2$ et $k_{dalle} = 10^{-14} \text{ m}^2$) pour trois types de fondations.

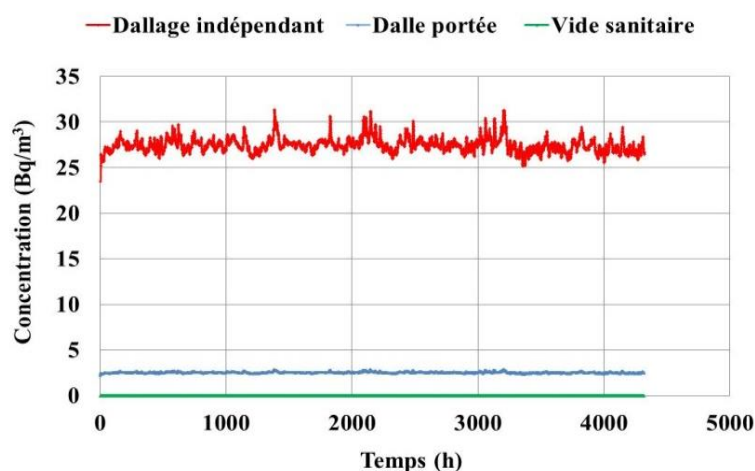


Figure 2.42 : évolution temporelle de la concentration dans le bâtiment : Dallage indépendant, dalle portée et vide sanitaire (zone 2)

Dans le cas d'un dallage indépendant, la fissure périphérique est de 1 mm. La figure 2.42 montre que les concentrations de radon obtenues avec le dallage indépendant sont supérieures à celles observées avec une dalle portée, elles aussi plus importantes que celles retrouvées dans les locaux avec un vide sanitaire. Cette évolution est due au fait que pour le dallage indépendant, il existe un chemin préférentiel du fluide qui est la fissure périphérique. Toutefois, pour les environnements intérieurs situés au-dessus d'un vide sanitaire, la concentration de polluants gazeux en provenance du sol est négligeable parce que le vide sanitaire sert de zone de dilution des polluants gazeux. Néanmoins, il est important de noter que le transfert par diffusion est négligé dans ces calculs. Lorsque la perméabilité du sol est inférieure à 10^{-12} m^2 , Adomait (Adomait, 1992) et Loureiro. (Loureiro, 1990) prétendent que le processus de diffusion pourrait être le phénomène dominant.

En effet, même si ces hypothèses ne remettent pas en cause la discrimination faite entre les différentes typologies, les résultats obtenus sont qualitatifs. Notamment le fait de négliger la diffusion du polluant pourrait conduire à une sous-estimation du flux de polluant entrant dans le bâtiment. Cela est particulièrement vrai pour les conditions météorologiques induisant une dépression faible du bâtiment par rapport à son environnement.

En somme, l'impact de trois typologies de soubassement sur l'entrée de polluants gazeux provenant du sol dans les environnements intérieurs est étudié. Les conclusions de cette étude montrent que les concentrations intérieures en polluants gazeux du sol dépendent fortement du type de soubassement du bâtiment. Cette étude doit être complétée pour prendre en compte une éventuelle contribution de la diffusion.

2.8 CONCLUSION

Dans ce chapitre, des modèles analytiques estimant les débits d'air entrant dans plusieurs typologies de soubassement par transport convectif ont été développés. Par rapport aux modèles existants, ces modèles apportent :

- Une limite précise de la zone d'influence de l'écoulement de l'air (de la convection) au près des fondations.
- Un traitement séparé et exhaustif des typologies les plus couramment rencontrées.
- Une prise en compte d'un lit de gravier éventuel sous le plancher bas
- Une prise en compte des murs enterrés et de l'hétérogénéité du sol environnant une cave.

- Une prise en compte plus physique et moins conservative de la fissuration et des points singuliers.

L'étude de sensibilité sur les débits d'air a montré que le débit d'air entrant dans le bâtiment dépend fortement de la typologie du soubassement. Donc, il est illusoire d'utiliser la même loi de débit pour toutes les typologies de soubassement comme réalisé jusqu'alors, d'où l'intérêt des modèles développés. La confrontation numérique avec la modélisation analytique a été satisfaisante. Des résultats expérimentaux tirés de la littérature ont permis la confrontation expérimentale qui a été aussi satisfaisante.

Les modèles développés ont une forme débit-pression et sont facilement intégrables dans des modèles d'évaluation des risques sanitaires (Johnson et Ettinger, 1991 ; Volasoil, 1996,...) ou dans n'importe quel code de transferts aérauliques multizone utilisé dans les bâtiments. Enfin, une première application de ces modèles par leur intégration dans un code de simulation thermo-aéraulique multizone a montré que la concentration intérieure des polluants dépend fortement des typologies du soubassement. Cependant, le transport diffusif n'ayant pas été pris en compte, il mériterait d'être étudié pour compléter l'analyse.

De ce fait, nous proposons dans le chapitre suivant, le développement d'un modèle convectif-diffusif couplé du transport des polluants gazeux du sol dans différentes typologies de soubassement.

3 DEVELOPPEMENT D'UN MODELE CONVECTION/DIFFUSION COUPLE DU TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL DANS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS

Dans le chapitre 1, l'analyse des modèles de transfert de polluants gazeux du sol dans les bâtiments a mis en évidence quelques défauts sur la prise en compte des phénomènes de convection/diffusion auprès des fondations (§1.6). Les principaux défauts ressortis sont :

- Le manque de clarté sur la prise en compte des mécanismes de transfert à l'interface entre le sol et le bâtiment pour différentes typologies de soubassement : dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire.
- Le manque de compréhension sur l'influence relative des principaux mécanismes de transfert en jeu.
- L'imprécision sur les conditions aux limites du transport couplé de convection et diffusion auprès des fondations.
- La non prise en compte du transport bidimensionnel, voire tridimensionnel, qui pourrait surestimer le flux d'entrée du polluant dans le bâtiment.
- La non prise en compte du flux de polluant allant vers l'atmosphère qui pourrait surestimer le flux d'entrée de polluant dans le bâtiment, surtout pour une source de pollution située à proximité des fondations.

Eu égard à ces défauts, dans ce chapitre on propose d'apporter :

- Une meilleure compréhension du comportement des polluants à proximité des fondations à travers une étude numérique à l'aide du code numérique Comsol présenté au § 2.1.1. Cette étude numérique 2-D prend en compte les transferts couplés de la convection et de la diffusion du polluant depuis sa source jusqu'à l'intérieur du bâtiment.
- Sur la base de la compréhension des mécanismes de transfert en jeu, des modèles de transfert semi-empiriques de polluants gazeux du sol vers les environnements intérieurs et tenant compte de la convection et la diffusion. Une méthode de prise en compte des typologies particulières de soubassement avec des murs enterrés ou un lit de gravier sous le plancher bas est également proposée.

3.1 ÉTUDE NUMERIQUE DU TRANSPORT PAR CONVECTION ET DIFFUSION COUPLEES AUPRES DES FONDATIONS

L'étude numérique sous Comsol est réalisée avec les hypothèses suivantes :

- Le transport du polluant est bidimensionnel et stationnaire.
- Le sol et la dalle du plancher bas sont assimilés à des milieux poreux homogènes et isotropes.
- Le transport du polluant de la source de pollution jusqu'au bâtiment est régi par l'équation de convection-diffusion stationnaire et l'équation de continuité (Bozekurt et al., 2003 ; Pennel et al., 2009; Yao et al. , 2012).

$$\vec{\nabla} \vec{u} = 0 \quad (3.1)$$

$$\vec{\nabla} (D_{\text{eff}} \vec{\nabla} C) + \vec{u} C = 0 \quad (3.2)$$

- La source de pollution est infinie. Le polluant est situé soit dans le sol, soit à la hauteur de la zone capillaire du sol. Le transport dans la zone saturée du sol n'est pas modélisé.

- Le polluant est situé au droit sous le bâtiment ; une source latérale au bâtiment n'est pas considérée.
- L'air intérieur est idéalement mélangé, donc tout polluant entrant dans le bâtiment est distribuée de façon immédiate et homogène (Johnson et Ettinger, 1991)
- Le transfert par diffusion du polluant vers l'atmosphère est pris en compte, le polluant est supposé totalement dilué dès qu'il atteint l'atmosphère. Ainsi, à l'interface sol-air, la concentration du polluant est supposée constante et égale à zéro (Jellali et al., 2003 ; Schäfer et al., 2005 ; Bohy et al., 2006 ; Dridi et Schäfer, 2006).
- L'éventuelle biodégradation du polluant et son interaction chimique avec les milieux ne sont pas considérées.
- Aucune distinction n'est faite entre le radon et les substances organiques volatiles parce que leurs mécanismes de transfert dans le bâtiment sont similaires.
- Le coefficient de diffusion du sol n'est pas influencé par la variation de la perméabilité du sol ; de même le coefficient de diffusion de la dalle du plancher bas n'est pas affecté par la variation de la perméabilité de la dalle. L'hypothèse que le coefficient de diffusion du sol n'est pas corrélé à sa perméabilité est acceptable selon l'étude de Fen (Fen, 2006) (§1.2.2) pour la plage étudiée de perméabilités du sol de 10^{-9} à 10^{-14} m². En ce qui concerne le coefficient de diffusion de la dalle, l'absence d'une corrélation claire avec la perméabilité dans la littérature nous amène à supposer que ces deux paramètres ne sont pas corrélés (§ 1.2.3).

3.1.1 DOMAINES D'ETUDES ET CONDITIONS AUX LIMITES

On présente les domaines d'études et les conditions aux limites pour chaque typologie de soubassement. Toutes les typologies sont présentées en configurations symétriques.

3.1.1.1 VIDE SANITAIRE

La largeur du sol à l'extérieur du bâtiment est égale à la moitié de la largeur du sol nu du vide sanitaire. Cette limitation de la largeur du sol à l'extérieur du bâtiment a un impact négligeable sur les débits d'air venant de l'extérieur et entrant dans le bâtiment (§ 2.1.2).

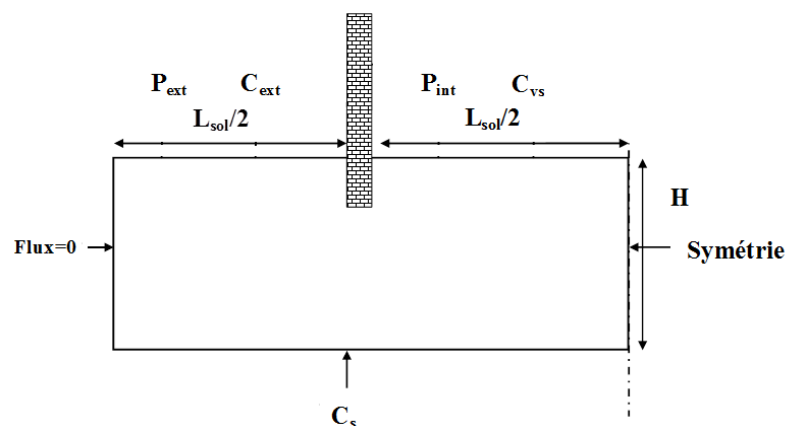


Figure 3.1 : conditions aux limites pour un vide sanitaire

Conditions aux limites de pression : Des conditions aux limites de type Neumann $\vec{\nabla}P \cdot \vec{n} = 0$ sont fixées aux limites latérales et à la limite inférieure du bloc de sol simulé. Des conditions de type Dirichlet sont imposées, sur la surface du sol extérieur ($P_{ext}=Cte$), de même que sur la surface intérieure du sol nu ($P_{int}=Cte$).

Conditions aux limites de concentration : Des conditions de type Neumann $\vec{\nabla} C \cdot \vec{n} = 0$ sont fixées aux limites latérales. Des conditions de type Dirichlet $C_{ext}=0$, sur la surface du sol extérieur. Sur la surface intérieure du sol nu, la concentration C_{vs} dépend du flux total de polluant et du renouvellement d'air du vide sanitaire :

$$C_{vs} = \frac{J_{vs1}}{R_{vs} V_{vs}} \quad (3.3)$$

Avec, J_{vs1} le flux total entrant dans le vide sanitaire, V_{vs} le volume du vide sanitaire et R_{vs} le taux de renouvellement d'air dans le vide sanitaire. Une condition de type Dirichlet est aussi fixée à la limite inférieure du bloc de sol simulé, à la source du polluant.

C_{vs} et J_{vs} sont obtenues itérativement par la méthode GMRES (Généralisation de la Méthode de Minimisation du Résidu) (Saad and Shultz, 1986 ; Greenbaum, 1997). À chaque itération le flux J_{vs} est calculé. Les itérations s'arrêtent lorsque le critère convergence (différence de flux numérique entre deux itérations inférieure à la valeur par défaut de 10^{-6}) est atteint, le flux J_{vs} est ainsi trouvé.

3.1.1.2 DALLE PORTEE

Pour un bâtiment avec une dalle portée, les conditions aux limites sont présentées dans le schéma suivant :

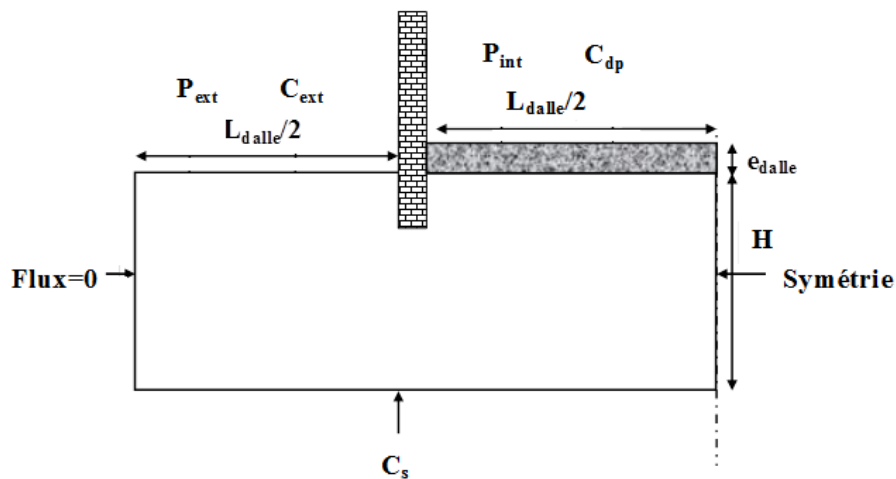


Figure 3.2 : conditions aux limites pour une dalle portée

Les conditions aux limites de pression et de concentration sur le sol à l'extérieur du bâtiment, sur les faces latérales, sur la face intérieure du bloc de sol simulé, sont similaires à celles du vide sanitaire. Sur la surface de la dalle, à l'intérieur du bâtiment, on a une condition de type Dirichlet $P_{int}=Cte$. La concentration sur cette surface dépend du flux total de polluant et du renouvellement d'air du bâtiment et peut s'écrire :

$$C_{dp} = \frac{J_{dp}}{R_{dp} V_{bât}} \quad (3.4)$$

Avec J_{dp} le flux total de polluant, R_{dp} le taux de renouvellement d'air dans le bâtiment. $V_{bât}$ le volume du bâtiment. Comme pour un vide sanitaire, le flux de polluant J_{dp} est obtenu itérativement par la méthode GMRES.

3.1.1.3 DALLAGE INDEPENDANT

Dans le cas d'un dallage indépendant, les conditions aux limites sont présentées dans le schéma suivant :

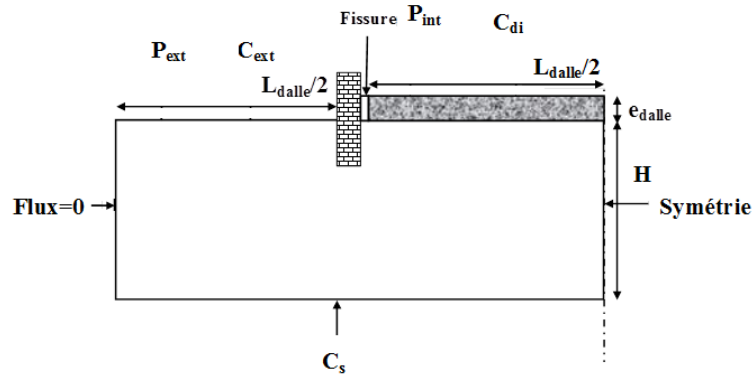


Figure 3.3 : conditions aux limites pour un dallage indépendant

On a les mêmes conditions aux limites que pour la dalle portée présentée ci-dessus, hormis que pour la fissure périphérique, une condition de vitesse nulle « wall » est fixée à ses parois. La concentration C_{di} sur la surface de la dalle et sur la sortie de la fissure dépend du flux total de polluant et du renouvellement d'air du bâtiment :

$$C_{di} = \frac{J_{di}}{R_{di} V_{bât}} \quad (3.5)$$

Avec J_{di} le flux de polluant entrant dans le bâtiment, R_{vs} le taux de renouvellement d'air dans le vide sanitaire, $V_{bât}$ le volume du bâtiment. Le flux de polluant J_{dp} est aussi obtenu itérativement par la méthode GMRES.

Les paramètres d'entrée des simulations effectuées sont présentés dans le tableau suivant :

Paramètres du bâtiment	
Longueur du bâtiment (L_{dalle} ou L_{sol})	10 m
Largeur du bâtiment	10 m
Volume du vide sanitaire (V_{vs})	50 m ³
Volume du bâtiment ($V_{bât}$)	250 m ³
Taille de la fissure périphérique (d)	0.001 m
Épaisseur de la dalle (e_{dalle})	0.20 m
Taux de renouvellement d'air du bâtiment $R_{bât}$	0.5 h ⁻¹
Taux de renouvellement d'air du vide sanitaire R_{vs}	1 h ⁻¹
Profondeur de la source de polluant (H)	5 m
Propriétés d'écoulement du gaz	
Viscosité dynamique de l'air (μ)	1.8 10 ⁻⁵ Pa.s
Densité de l'air (ρ)	1.2 kg/m ³
Perméabilité effective du sol (k_{sol})	10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹ , 10 ⁻¹² , 10 ⁻¹³ , 10 ⁻¹⁴ m ²
Perméabilité effective de la dalle (k_{dalle})	10 ⁻¹¹ m ²

Pression à l'intérieur du bâtiment P_{int}	-4 Pa
Pression à l'extérieur du bâtiment P_{ext}	0 Pa
Propriétés physiques du polluant	
Coefficient de diffusion effectif du polluant dans le sol (D_{sol})	$10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
Coefficient de diffusion du polluant dans la fissure périphérique (D_{fiss})	$10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
Concentration de la source de polluant C_s	1 mol/m^3

Tableau 3.1 : Paramètres d'entrée des calculs

3.1.2 ÉVOLUTION DES PROFILS DE CONCENTRATION

Dans un premier temps, pour chaque typologie, des simulations sont effectuées pour observer l'évolution des iso-concentrations selon la perméabilité du sol. Les profils de concentrations obtenus pour chaque typologie pour différentes perméabilités du sol sont présentés dans les tableaux 3.1, 3.2 et 3.3 ci-dessous. Quel que soit la typologie de soubassement, l'observation de l'évolution des iso-concentrations dans le sol nous amène à distinguer trois phases de comportement :

Phase 1 : pour des perméabilités du sol faibles (inférieures à 10^{-12} m^2), le flux d'air venant de l'extérieur du bâtiment est faible et ne transporte pas le polluant vers le sol sous le bâtiment.

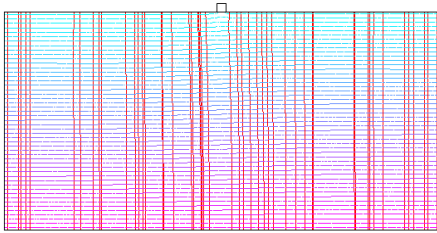
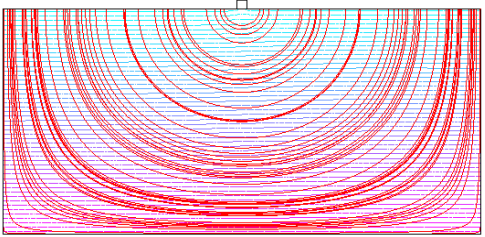
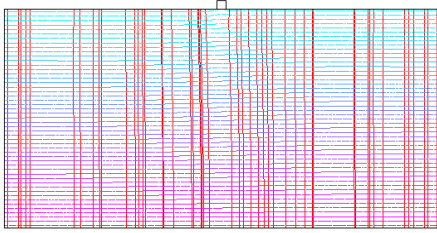
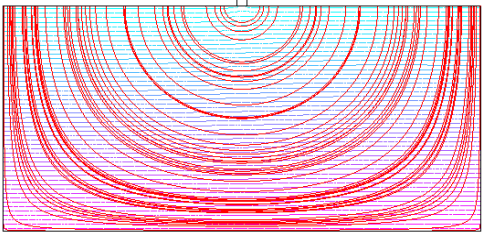
Phase 2 : pour des perméabilités au voisinage de 10^{-11} m^2 le flux d'air venant de l'extérieur du bâtiment est plus important et commence à transporter le polluant vers le sol sous le bâtiment.

Phase 3 : pour des perméabilités élevées (supérieures 10^{-10} m^2), le transport du polluant vers la zone centrale est plus significatif. On observe un « lavage » du sol par l'écoulement d'air venant de l'extérieur.

On analyse maintenant les profils de concentrations obtenus pour chaque typologie.

3.1.2.1 VIDE SANITAIRE

Pour cette typologie, les profils de concentration, les lignes de flux, les lignes de courant dans le sol sont répertoriées dans le tableau suivant :

k_{sol}	Iso-concentrations et les lignes de flux (rouge)	Iso Concentration et lignes de courant (rouge)
10^{-14} m^2		
10^{-12} m^2		

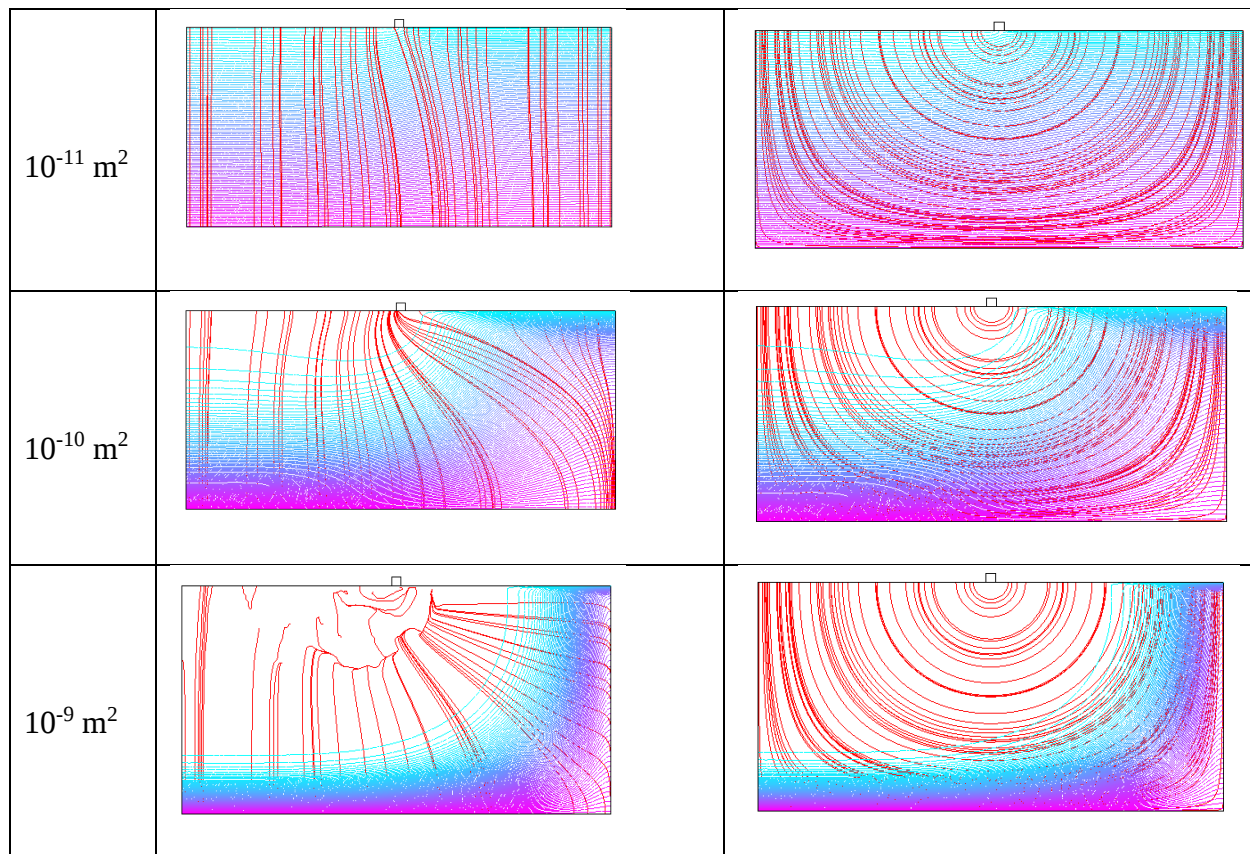


Tableau 3.2 : profils de concentration, lignes de flux et lignes de courant dans le sol pour un vide sanitaire

Selon le comportement des iso-concentrations en fonction de la perméabilité du sol, on peut distinguer les trois phases suivantes :

- Phase1 : Pour $k_{\text{sol}} < 10^{-12} \text{ m}^2$, les iso-concentrations sont parfaitement horizontales. Le polluant n'est pas transporté par le flux convectif d'air vers le sol nu du vide sanitaire, on assiste à un phénomène de diffusion pure.
- Phase 2 : Pour $10^{-12} \text{ m}^2 < k_{\text{sol}} < 10^{-10} \text{ m}^2$, les iso-concentrations ne sont plus horizontales et les lignes de courant modifient les iso-concentrations. Le polluant est transporté par le flux convectif d'air vers la zone centrale de la surface du sol nu où il se concentre. Le gradient de concentration augmente aussi au centre du domaine, ce qui peut occasionner une augmentation du flux de polluant en fonction de la perméabilité du sol.
- Phase 3 : Pour $k_{\text{sol}} > 10^{-10} \text{ m}^2$, la modification des iso-concentrations par les lignes de courant (flux d'air) devient plus significative. Le polluant est transporté vers le centre du sol nu où le gradient de concentration diminue par rapport à la phase précédente, ce qui peut occasionner une diminution du flux total de polluant en fonction de la perméabilité par rapport à la phase précédente. Sur le sol avoisinant on assiste à un « lavage » du sol par l'écoulement d'air venant de l'extérieur.

3.1.2.2 DALLE PORTEE

Pour cette typologie aussi, les profils de concentrations, les lignes de flux et les lignes de courant sont répertoriées dans le tableau suivant :

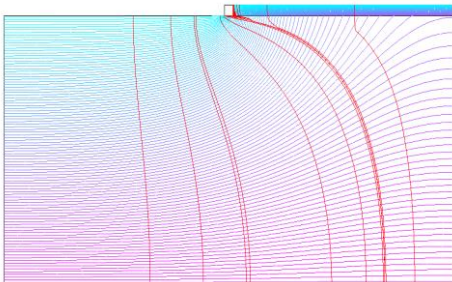
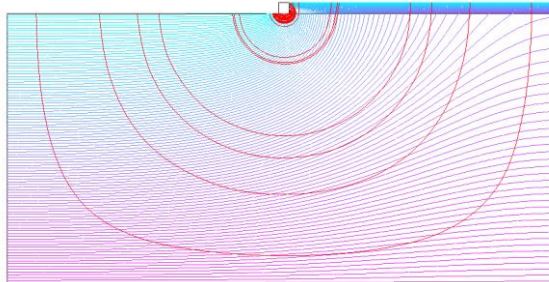
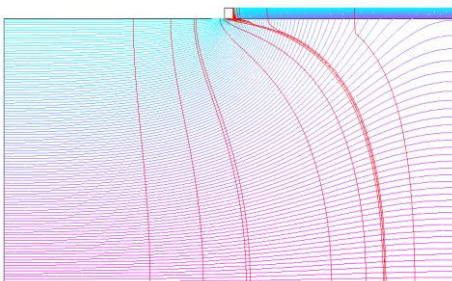
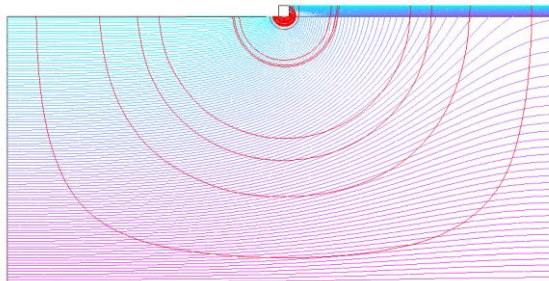
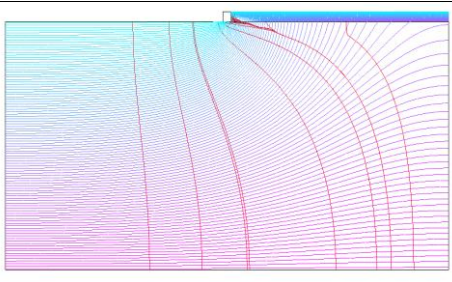
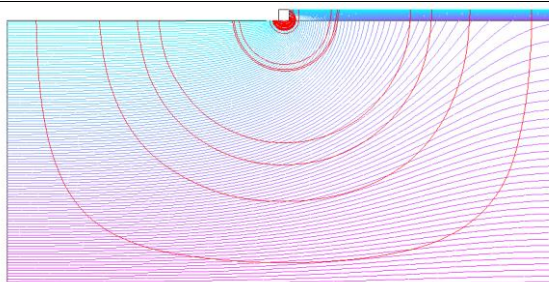
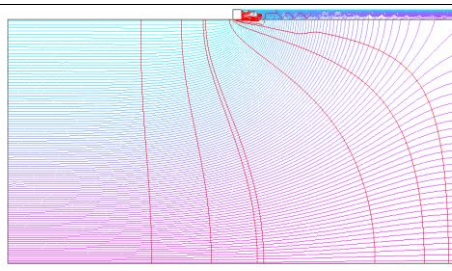
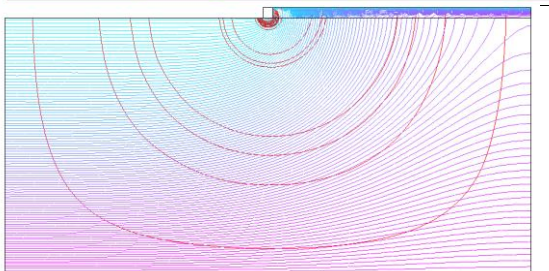
k_{sol}	Iso-concentrations (bleu) et les lignes de flux (rouge)	Iso Concentration (bleu) et lignes de courants (rouge)
$10^{-14} m^2$		
$10^{-13} m^2$		
$10^{-12} m^2$		
$10^{-11} m^2$		
$10^{-10} m^2$		
$10^{-9} m^2$		

Tableau 3.3 : profils de concentration, lignes de flux et les lignes de courant pour une dalle portée

- Pour $k_{\text{sol}} < 10^{-13} \text{ m}^2$, dans le sol les iso-concentrations ne sont pas horizontales du fait de l'asymétrie de la surface extérieure (sol nu/dalle) contrairement au cas du vide sanitaire. Elles ne sont cependant peu perturbées par les lignes de courant (le débit d'air).
- Pour $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{\text{sol}} < 10^{-10} \text{ m}^2$, on voit que dans la dalle les iso-concentrations sont modifiées à proximité du mur de fondation, le polluant est transporté vers le centre de la dalle où le gradient de concentration augmente. Cette augmentation du gradient peut entraîner une augmentation du flux total de polluant en fonction de la perméabilité du sol. Il apparaît un phénomène de « lavage » du sol environnant le bâtiment par le débit d'air venant de l'extérieur.
- $k_{\text{sol}} > 10^{-10} \text{ m}^2$, le polluant est transporté plus fortement vers le centre de la dalle, où le gradient de concentration diminue, ce qui peut occasionner une diminution du flux total de polluant en fonction de la perméabilité du sol. L'effet de « lavage » dans le sol et la dalle est plus conséquent.

3.1.1.3 DALLAGE INDEPENDANT

Pour cette typologie également, les profils de concentration, les lignes de flux et les lignes de courant sont présentés dans le tableau suivant :

k_{sol}	Iso-concentrations et les lignes de flux (rouge)	Iso-concentrations et lignes de courants de courant (rouge)
10^{-14} m^2		
10^{-13} m^2		
10^{-12} m^2		
10^{-11} m^2		

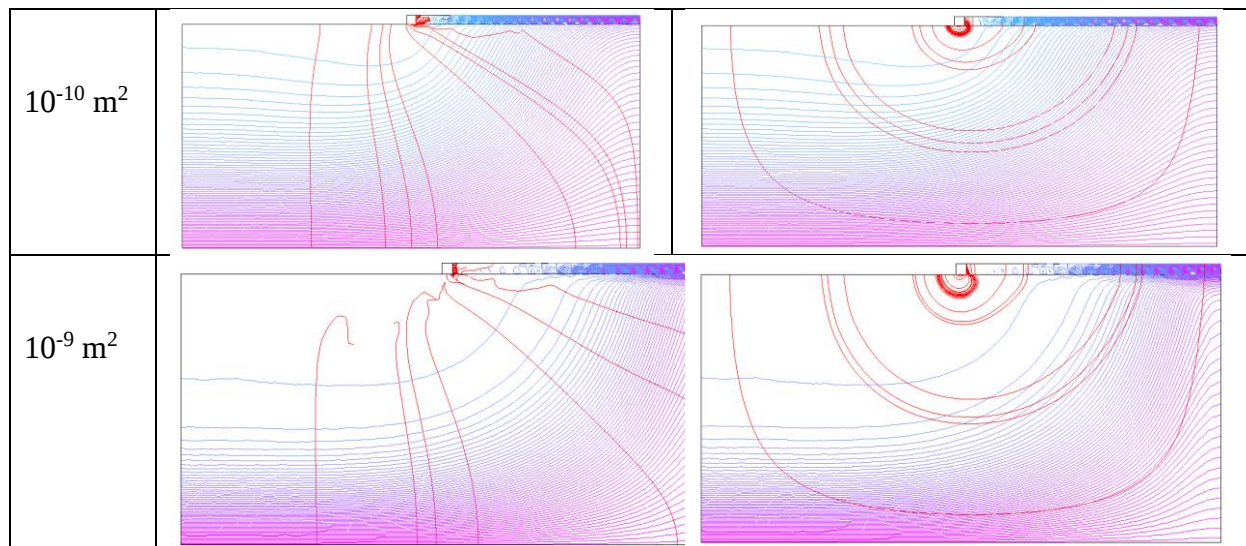


Tableau 3.4 : profils de concentration, lignes de flux et lignes de courant pour un dallage indépendant

- Pour $k_{\text{sol}} < 10^{-13} \text{ m}^2$, on voit que les iso-concentrations dans la dalle ne sont que peu perturbées par les l'écoulement d'air. Comme vu précédemment, pour ces perméabilités, on a de la diffusion pure.
- Pour $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{\text{sol}} < 10^{-11} \text{ m}^2$, les iso-concentrations dans la dalle ne sont plus horizontales et le polluant commence à se concentrer vers la zone centrale de la dalle où le gradient de concentration augmente et donc on peut s'attendre à une augmentation du flux total de polluant en fonction de la perméabilité du sol.
- Pour $k_{\text{sol}} > 10^{-11} \text{ m}^2$, le transport du polluant vers le centre de la dalle par le débit d'air venant de l'extérieur apparaît nettement. L'effet du «lavage» est plus conséquent au niveau de la dalle à proximité de la fissure périphérique.

3.1.3 FLUX CONVECTIF ET DIFFUSIF DE POLLUANT ENTRANT DANS UN VIDE SANITAIRE

Afin de déterminer l'importance relative des phénomènes convectif et diffusif, pour chaque typologie, on suit l'évolution des flux convectif et diffusif du polluant en fonction de la perméabilité du sol.

3.1.3.1 VIDE SANITAIRE

La Figure 3.4 montre l'évolution du flux total de polluant entrant dans le vide sanitaire et la répartition entre transfert diffusif et convectif. Tout d'abord on voit que les courbes des deux flux, total et diffusif, sont superposées, cela signifie que le flux est majoritairement diffusif. Selon les perméabilités du sol on a :

- Pour $k_{\text{sol}} < 10^{-12} \text{ m}^2$, le flux total est majoritairement un flux diffusif et n'est pas sensible à la perméabilité du sol. Le flux convectif est négligeable, on a un phénomène de diffusion pure.
- Pour $10^{-12} \text{ m}^2 < k_{\text{sol}} < 10^{-10} \text{ m}^2$, le flux total est majoritairement un flux diffusif et il augmente avec la perméabilité du sol. Compte tenu de cette évolution du flux en fonction de la perméabilité sol, on a un flux mixte convectif/diffusif ; le flux convectif a un impact sur le flux total.
- Pour $k_{\text{sol}} > 10^{-10} \text{ m}^2$, l'évolution du flux total, voire du flux diffusif s'atténue, le flux convectif semble avoir un effet plus important sur le flux total.

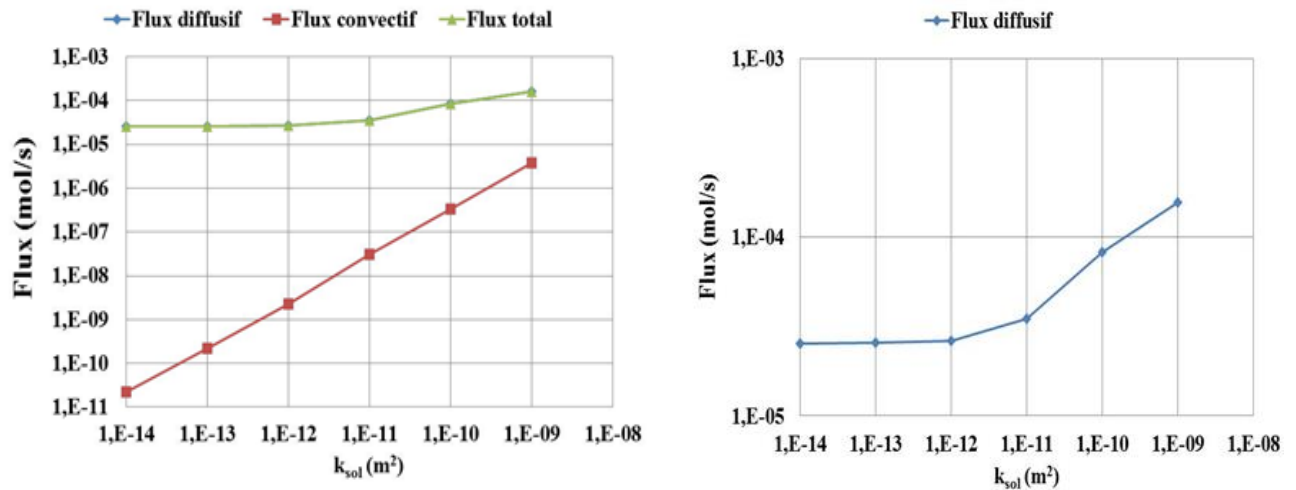


Figure 3.4 : a) les flux convectif, diffusif et total en fonction de la perméabilité du sol b) le flux diffusif en fonction de la perméabilité du sol

3.1.3.2 DALLE PORTEE

De même que pour un vide sanitaire, la figure 3.5 montre que le flux total est majoritairement un flux diffusif. La courbe du flux diffusif possède deux points d'inflexion, le premier point à une perméabilité du sol de $k_{sol}=10^{-13}$ m², et le second à une perméabilité de $k_{sol}=10^{-12}$ m².

- Pour $k_{sol} < 10^{-13}$ m², le flux diffusif n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol, on a de la diffusion pure ;
- Pour 10^{-13} m² $< k_{sol} < 10^{-10}$ m², l'effet de la convection apparaît, le flux diffusif augmente en fonction de la perméabilité du sol, cela s'explique par le fait que le flux convectif exacerbe la concentration du polluant sous la dalle ;
- Pour $k_{sol} > 10^{-10}$ m² le flux diffusif diminue, cela s'explique par le fait que le débit d'air convectif devient plus important et dilue la concentration du polluant.

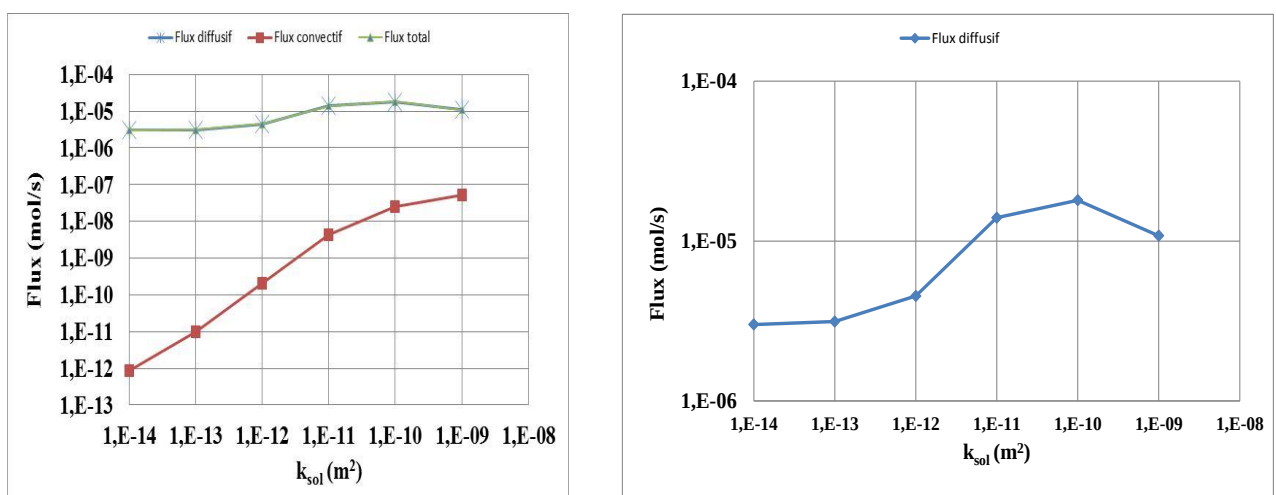


Figure 3.5 : a) les flux convectif, diffusif et total en fonction de la perméabilité du sol b) le flux diffusif seul

3.1.3.3 DALLAGE INDEPENDANT

Pour cette typologie, la figure 3.6 montre que le flux convectif est également minoritaire, mais il a plus d'importance dans le flux total que pour les autres typologies. Cela s'explique par la présence de la fissure périphérique de la dalle qui constitue un passage préférentiel. Dans la littérature, des études numériques sur le transport de substances volatiles dans les bâtiments pour un dallage indépendant avec un plancher bas imperméable, ont montré que le phénomène diffusif est prédominant par rapport au phénomène convectif (Yao et al., 2012; Bozkurt et al., 2009; Abreu et Johnson, 2006). L'étude numérique 3 D de Loureiro et al. (Loureiro et al., 1990) sur le transport du radon dans les bâtiments a montré également que pour des dépressions du bâtiment faibles $\Delta P < 4$ Pa, la diffusion est prépondérante.

Le flux convectif augmente avec la perméabilité du sol. Le comportement irrégulier de la courbe du flux convectif est dû au comportement irrégulier de l'évolution du débit d'air en fonction de la perméabilité du sol. Ce débit d'air convectif évolue en fonction de l'importance relative des résistances à l'écoulement de l'air dans le sol, dans la dalle et dans la fissure périphérique (Figure 2.28) (§ 2.4.4).

- Pour $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$, le flux total est majoritairement un flux diffusif, l'influence du flux convectif est négligeable.
- Pour $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-11} \text{ m}^2$, le flux total se résume aussi au flux diffusif, et il augmente avec la perméabilité du sol.
- Pour $k_{sol} > 10^{-11} \text{ m}^2$, le flux total ne se résume plus au flux diffusif, le flux convectif prend de l'importance. Pour une perméabilité de 10^{-9} m^2 le flux convectif est légèrement supérieur au flux diffusif, il est à noter cependant que cette valeur de perméabilité de sol n'est pas réaliste (sable). De même que pour une dalle portée et un dallage indépendant, on a un point d'inflexion au niveau de la courbe de diffusion pour une perméabilité du sol égale à 10^{-11} m^2 .

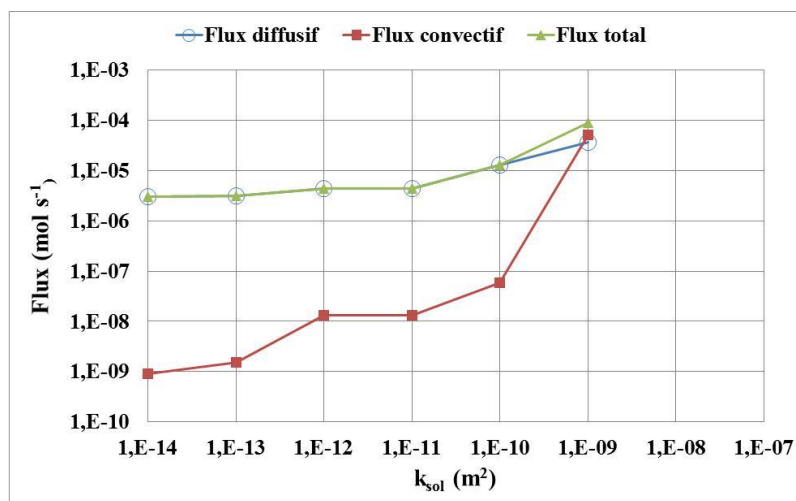


Figure 3.6 : courbes donnant les flux, convectif, diffusif et total

3.1.4 EVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EN FONCTION DE LA PERMEABILITE DU SOL

Dans ce paragraphe, une étude de sensibilité numérique est effectuée sur l'évolution de la concentration intérieure en fonction de la perméabilité du sol. Dans cette étude sensibilité, on tient aussi compte de l'influence de la profondeur de la source sur la concentration intérieure. Les profondeurs de polluant simulées sont : 4, 8, 12, 16, 20, 25 et 30 m. Les paramètres d'entrée des simulations sont présentés au Tableau 3.1.

3.1.4.1 VIDE SANITAIRE

La figure 3.7 montre l'évolution de la concentration dans le vide sanitaire C_{vs} en fonction de la perméabilité du sol et de la profondeur de la source de polluant.

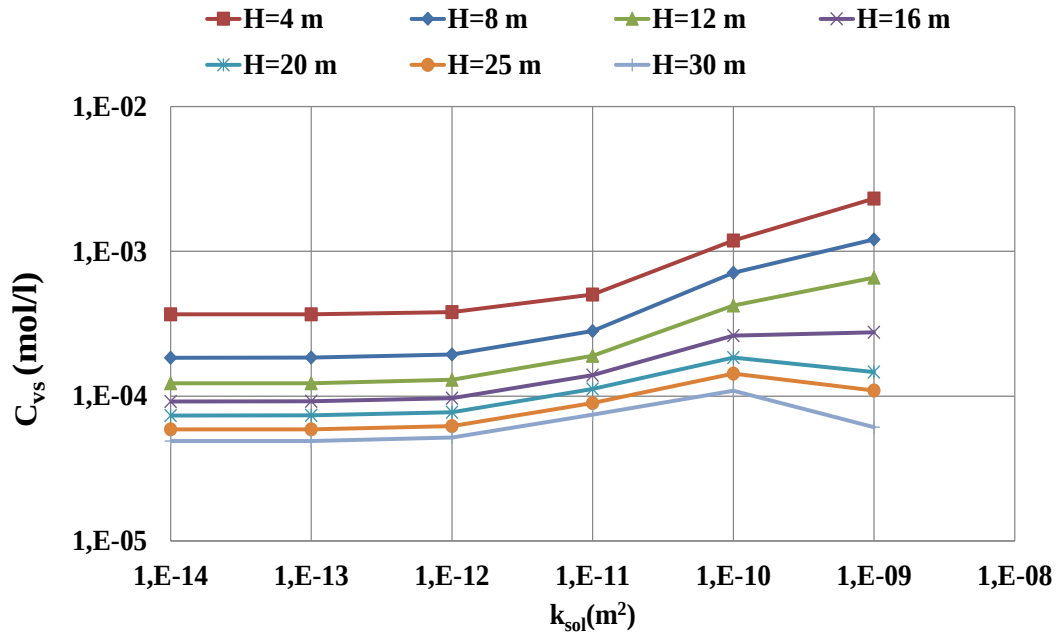


Figure 3.7 : Évolution de la concentration intérieure en fonction de la perméabilité du sol et de la profondeur de la source pour un vide sanitaire

Ce graphique montre que la concentration dans le vide sanitaire C_{vs} augmente quand la profondeur de la source diminue. Ainsi, toute chose égale par ailleurs, une source profonde occasionne moins d'impact sur la concentration intérieure qu'une source proche des fondations.

- Pour $k_{sol} < 10^{-12} m^2$, la concentration C_{vs} n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol. Le flux convectif n'a pas d'influence sur le flux diffusif ; le phénomène de diffusion pure est prépondérant.
- ($10^{-12} m^2 < k_{sol} < 10^{-10} m^2$), la concentration C_{vs} augmente avec la perméabilité du sol. Le flux convectif impacte le flux diffusif qui croît avec la perméabilité du sol (Figure 3.5).
- Pour $k_{sol} > 10^{-10} m^2$, la concentration diminue ou augmente avec la perméabilité du sol. Pour des sources de polluants moins profondes ($H < 16 m$), la concentration C_{vs} augmente avec la perméabilité du sol. Pour des sources plus profondes ($H > 16 m$), la concentration diminue en fonction de la perméabilité du sol parce que l'impact du flux convectif sur le flux diffusif prend plus d'importance.

3.1.4.2 DALLE PORTEE

La figure 3.8 montre l'évolution de la concentration à l'intérieur du bâtiment C_{dp} pour une dalle portée en fonction de la perméabilité du sol et de la profondeur de la source de polluant.

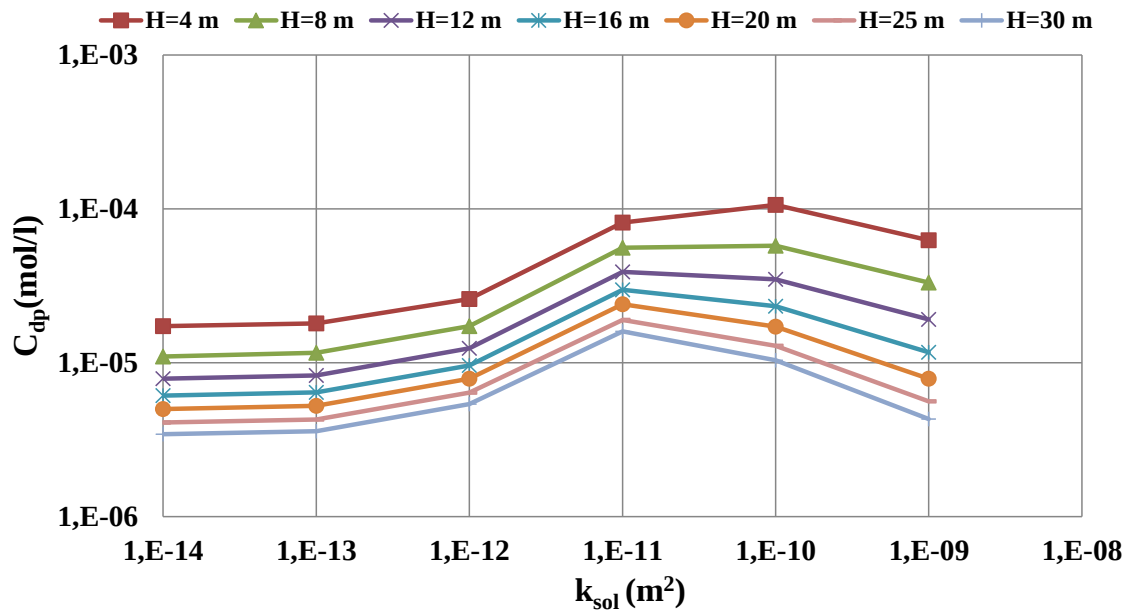


Figure 3.8 : Évolution de la concentration intérieure en fonction de la perméabilité du sol et en fonction de la profondeur de la source pour une dalle portée.

Le graphique ci-contre montre que toutes les courbes de concentration ont le même comportement. La concentration intérieure C_{dp} augmente quand la profondeur de la source diminue ; donc plus la source de polluant est profonde, plus la concentration du polluant dans le bâtiment est faible. L'évolution de la concentration en fonction de la perméabilité du sol présente trois phases :

- $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$: la concentration intérieure n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol, le transport est diffusif pur.
- $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-11} \text{ m}^2$, la concentration intérieure augmente avec la perméabilité du sol, l'effet de la convection apparaît, comme on l'a vu ci-dessus, le débit d'air transporte le polluant vers le centre de la dalle.
- $k_{sol} > 10^{-11} \text{ m}^2$: la concentration intérieure diminue ou augmente avec la perméabilité du sol, selon l'importance de l'impact du flux convectif sur le flux diffusif.

3.1.4.3 DALLAGE INDEPENDANT

La figure 3.9 montre l'évolution de la concentration intérieure C_{di} pour Un dallage indépendant en fonction de la perméabilité du sol et de la profondeur de la source de polluant.

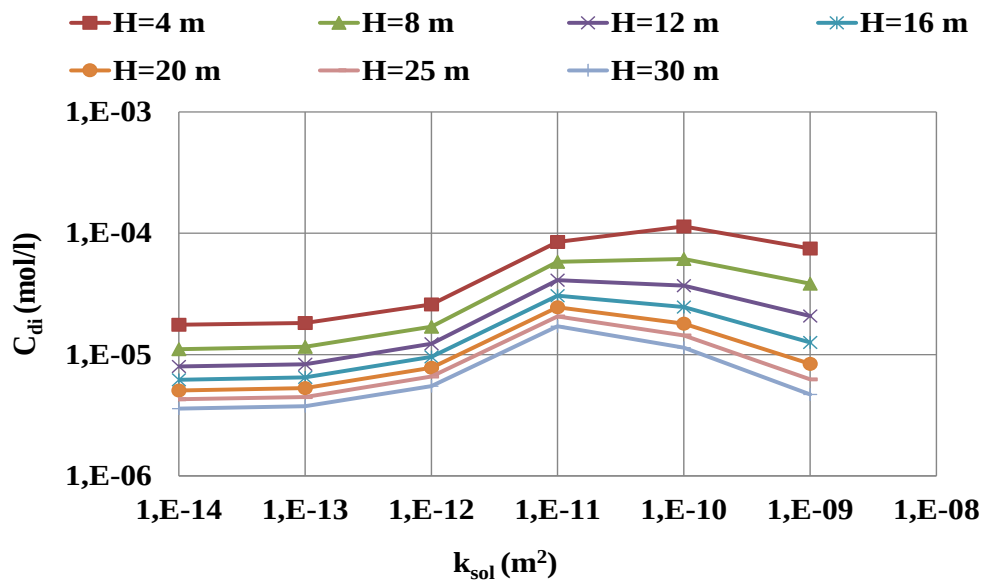


Figure 3.9 : Évolution de la concentration intérieure en fonction de la perméabilité sol et de la profondeur de la source de polluant pour un dallage indépendant

On observe le même comportement que pour le cas de la dalle portée. On retrouve les différentes phases décrites. Les concentrations sont légèrement plus élevées (qu'on ne voit pas bien car on a une échelle log) à cause de la présence de la fissure périphérique.

3.2 DEVELOPPEMENT DES MODELES SEMI-EMPIRIQUES CONVECTIF-DIFFUSIF

Dans cette partie, on cherche à quantifier les flux de polluant entrant dans différentes typologies. La quantification analytique du transfert bidimensionnel, avec la convection et la diffusion couplées est complexe, voire impossible. Généralement ce type de problème est résolu par des méthodes numériques. Une alternative aux méthodes analytiques est l'utilisation des méthodes empiriques. On propose ci-après, le développement de modèles semi-empiriques du transfert convectif-diffusif couplé. Le développement de ces lois est basé sur l'expérimentation numérique et l'analyse adimensionnelle. Le modèle est dit semi-empirique parce que d'une part, le logiciel Comsol est utilisé comme l'outil expérimental qui apporte la partie empirique du modèle développé ; d'autre part, les modèles analytiques pour l'estimation des débits d'air développés au § 2.2 pour différentes typologies de soubassement servent à la prise en compte de la convection. De plus, l'adimensionnement de certains paramètres permet d'étendre le domaine d'application de ces modèles. Les hypothèses du développement des modèles sont les mêmes que celles présentées dans l'étude numérique au § 3.1.

3.2.1 METHODE DU DEVELOPPEMENT DE LA LOI SEMI-EMPIRIQUE

Les modèles semi-empiriques sont développés selon les étapes successives suivantes :

ÉTAPE 1 : DÉFINITION D'UN NOMBRE DE PECKET MASSIQUE GLOBAL POUR CHAQUE TYPOLOGIE DE SOUBASSEMENT

Tout d'abord, définissons le nombre de Peclet massique en général et le nombre de Peclet massique global pour chaque typologie.

Définition du nombre de Peclet massique : Le nombre de Peclet massique est un nombre adimensionnel qui représente le rapport entre la résistance à la diffusion et la résistance à la convection.

Il permet de mesurer l'influence relative de la convection et de la diffusion. En général, Il peut aussi s'écrire comme le produit de la vitesse u du fluide et de la résistance à la diffusion L_c/D :

$$Pe = \frac{\left(\frac{L_c}{D} \right)}{\left(\frac{1}{u} \right)} = u \frac{L_c}{D} \quad (3.6)$$

Où L_c est la longueur caractéristique, u la vitesse du fluide, D le coefficient de diffusion. Il est admis que pour des nombres de Peclet faibles $Pe \ll 1$, le transport est dominé par la diffusion. Pour des nombres de Peclet élevés, $Pe \gg 1$, le transport convectif est prépondérant.

Définition du nombre de Peclet massique global : le nombre de Peclet massique global pour chaque typologie peut se définir comme le rapport entre la résistance à la diffusion total des milieux traversés par le polluant et la résistance à la convection du polluant. Ce nombre de Peclet est global parce qu'il tient compte des gradients de concentration dans tout le domaine d'étude (à la différence d'un nombre de Peclet local sur une frontière donnée). La résistance à la diffusion dépend du coefficient de diffusion et de l'épaisseur des différentes couches du sol traversées par le polluant. La résistance à la convection dépend des débits convectifs d'air. Ces débits d'air sont estimés à l'aide des débits d'air analytiques obtenus dans le § 2.2 pour différentes typologies de soubassement. Ainsi, pour chaque typologie de soubassement, on obtient un nombre de Peclet massique global différent. Il est important de signaler que ces débits d'air sont fonction de la dépression du bâtiment, de la perméabilité des milieux traversés par l'air et des dimensions des fondations. Dans les expressions du nombre Peclet global qui seront définis pour chaque typologie, ces paramètres (perméabilités des milieux, dépression du bâtiment) ne vont pas apparaître car ils sont inclus dans les expressions des débits d'air.

N.B : Dans les tableaux 3.2, 3.3 et 3.4 les typologies de soubassement sont présentées sans mur de fondation. Dans les modèles qui seront développés, ces murs seront pris en compte à travers le nombre de Peclet. En effet, ce nombre de Peclet est fonction du débit d'air qui entre dans le bâtiment et ce débit tient compte de la profondeur du mur de fondation.

3.2.1.1 ETAPE 2 : TRACE DE L'EVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE NUMERIQUE EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET GLOBAL

Dans cette étape, on cherche une courbe d'évolution de la concentration intérieure numérique en fonction du nombre de Peclet massique défini à l'étape 1. Le nombre de Peclet est utilisé pour prendre en compte l'importance relative de la convection et de la diffusion et ainsi que tous les paramètres physiques des milieux pouvant influencer le transfert du polluant dans le bâtiment.

3.2.1.2 ETAPE 3 : RECHERCHE D'UNE CORRELATION DE L'EVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE EXPERIMENTALE EN FONCTION DU NOMBRE DE PECLET GLOBAL

Dans cette étape, une étude de sensibilité sur les paramètres d'influence de la concentration intérieure est effectuée. Cette étude de sensibilité sert à vérifier si la corrélation trouvée est valide pour ces paramètres d'influence. Si la concentration intérieure est sensible à un paramètre donné, on cherche à l'adimensionner et l'introduire dans la corrélation empirique trouvée.

Le logiciel Tablecurve2D est utilisé pour la recherche de corrélations. Il est employé dans de nombreux domaines scientifiques pour la recherche de relations empiriques pour des données à deux dimensions. Ce logiciel comprend un grand nombre de modèles linéaires et non linéaires pour n'importe quelle application en allant des équations linéaires simples à des équations complexes non linéaires d'ordres

élevés de Chebyshev. En entrant les données empiriques dans un fichier, Tablecurve2D propose des équations parmi ses 8189 équations qui approchent au mieux la courbe expérimentale et en indiquant la précision. Enfin, c'est à l'utilisateur que revient le choix de l'équation la plus adéquate. Ce logiciel est présenté en Annexe D.

3.2.1.3 ETAPE 4 : DEDUCTION DU FLUX MASSIQUE DE POLLUANT ENTRANT DANS LE BATIMENT

Dans cette dernière étape, on déduit le flux massique de polluant de la loi semi-empirique donnant la concentration intérieure. L'utilisation de ce flux massique de polluant comme indice de la qualité de l'air intérieur est préférée au coefficient d'atténuation parce que sa valeur ne dépend pas du taux de renouvellement d'air (Yao et al., 2011).

3.2.2 FLUX DE POLLUANT ENTRANT DANS UN BATIMENT AVEC UN VIDE SANITAIRE

Pour un vide sanitaire le transfert dans le bâtiment se fait en deux étapes : d'abord le polluant passe de la source jusqu'à l'intérieur du vide sanitaire où il peut être dilué, ensuite, il entre dans le bâtiment par l'intermédiaire du plancher bas. Dans un premier temps, le flux de polluant J_{vs1} du sol entrant dans le vide sanitaire est quantifié, ensuite celui allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment J_{vs2} est également quantifié (Figure 3.10).

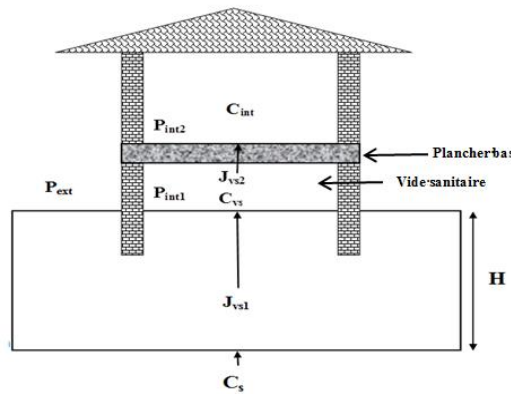


Figure 3.10 : Schéma conceptuel d'un vide sanitaire

3.2.2.1 TRANSFERT DU POLLUANT DE LA SOURCE JUSQU'AU VIDE SANITAIRE

Dans ce paragraphe, on cherche à quantifier le flux du polluant allant du sol jusqu'au vide sanitaire.

3.2.2.2 FLUX D'ENTREE DU POLLUANT DANS LE VIDE SANITAIRE POUR DES PERMEABILITE DU SOL RELATIVEMENT FAIBLE ($K_{SOL} < 10^{-12} m^2$)

On a vu précédemment au § 3.1.1.3 et au § 3.3.1, pour des perméabilités du sol faibles $k_{sol} < 10^{-12} m^2$, les iso-concentrations dans le sol sont horizontales (Tableau 3.1), le phénomène prépondérant dans le sol est la diffusion pure. Ainsi, dans ce cas, le flux d'entrée du polluant dans le vide sanitaire peut simplement être donné par la loi de Fick en 1-D (Équation 1.8) :

$$J_{vs1} = D_{sol} A_{vs} \frac{C_s - C_{vs}}{H} \quad (3.7)$$

Par la suite, on compare le flux total de polluant obtenu par l'équation 3.7 analytique 1 D et le flux total numérique 2 D pour quatre profondeurs de la source de polluant : 4, 8, 16 et 30 m.

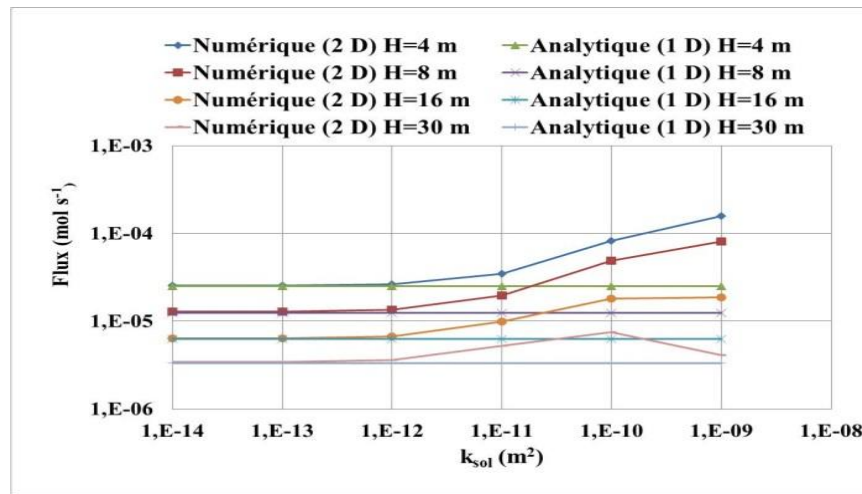


Figure 3.11 : comparaison entre le flux analytique 1 D et le flux numérique 2 D pour différentes profondeurs de source

Ce graphique montre que pour $k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$, le flux numérique suit bien le flux analytique avec un écart relatif de 5 %. Par conséquent, pour des perméabilités faibles $k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$, la loi de Fick 1-D suffit pour estimer le flux d'entrée du polluant dans le bâtiment. Par contre, pour des perméabilités du sol plus élevées $k_{sol} > 10^{-12} \text{ m}^2$, l'estimation analytique de ce flux est complexe, voire impossible. Pour ces perméabilités élevées, la méthode semi-empirique présentée au § 3.4.1 sera utilisée.

3.2.2.3 LOI SEMI-EMPIRIQUE POUR LE TRANSPORT MIXTE CONVECTION- DIFFUSION $10^{-12} \text{ M}^2 < K_{sol} < 10^{-10} \text{ M}^2$

Pour cette plage de perméabilité, on a vu au § 3.3.1 qu'on est en présence d'un phénomène de transfert mixte de convection et de diffusion. On développe la loi semi-empirique quantifiant le flux de polluant entrant dans le vide sanitaire selon les étapes présentées au § 3.4.1.

ETAPE 1 : Définition du nombre de Peclet global

Pour un vide sanitaire, le nombre de Peclet global Pe_{vs} est égal au rapport entre la résistance de la diffusion du sol H/D_{sol} et la résistance de la convection $1/(Q_{vs}/A_{vs})$:

$$Pe_{vs} = \frac{H/D_{sol}}{1/(Q_{vs}/A_{vs})} = (Q_{vs}/A_{vs}) \frac{H}{D_{sol}} \quad (3.8)$$

Où Q_{vs} est le débit d'air allant du sol au vide sanitaire, Il est donné par l'équation 2.18 ; A_{vs} la surface du sol nu ; D_{sol} le coefficient de diffusion du sol et H la profondeur de la source.

ETAPE 2 : Tracé de l'évolution de la concentration intérieure expérimentale en fonction du nombre de Peclet

La figure 3.12 ci-dessous montre que les courbes d'évolution de la concentration dans le vide sanitaire C_{vs} en fonction du nombre de Peclet ont le même comportement. Elles présentent toutes trois phases :

une première phase où la concentration ne varie pas en fonction du nombre de Peclet, on a alors de la diffusion pure. Une deuxième phase où la concentration augmente avec le nombre de Peclet. Et une troisième phase de transport mixte où la concentration augmente ou diminue en fonction du nombre de Peclet selon l'impact du flux convectif sur le flux diffusif.

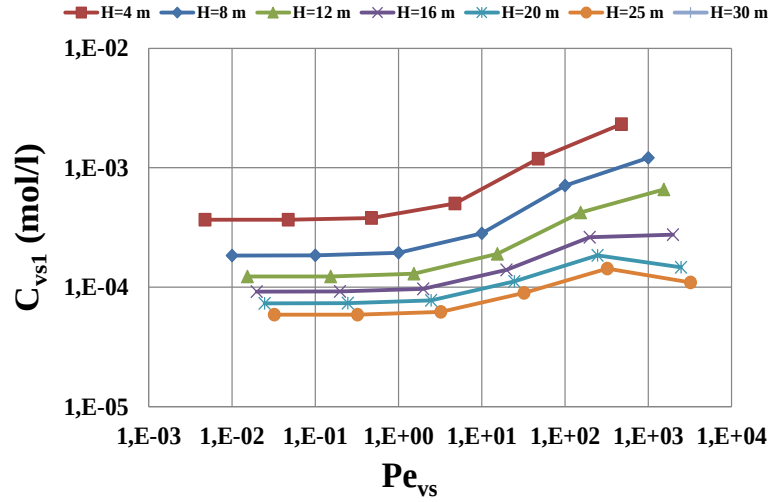


Figure 3.12 : Évolution de la concentration dans le vide sanitaire en fonction du nombre de Peclet

ETAPE 3 : Recherche d'une corrélation empirique de l'évolution de la concentration dans le vide sanitaire en fonction du nombre de Peclet

L'utilisation de Tablecurve 2D nous a permis de trouver la corrélation ci-après qui donne l'expression de la concentration dans le vide sanitaire numérique en fonction du nombre de Peclet global (Figure 3.12). Le critère de choix d'une corrélation porte sur sa précision, sa simplicité mais aussi sa référence à un modèle physique quand celui-ci existe. Pour une profondeur de la source de polluant donnée. La concentration dans le vide sanitaire peut s'écrire :

$$C_{vs1} = C_s \left(a + b \sqrt{Pe_{vs}} \right)^2 \quad (3.9)$$

Pour chaque profondeur de la source, les coefficients a et b de l'équation 3.9 sont différents. L'équation 3.9 ne tient compte que de la variation de la résistance de la convection par le changement des débits d'air. On cherche à inclure dans la même corrélation la variation de la résistance à la diffusion. La résistance à la diffusion dépend de la profondeur de la source et du coefficient de diffusion du sol.

▪ **Prise en compte de la variation de la profondeur de la source :** Comme les variables a et b de l'équation 3.9 sont différents pour chaque profondeur de la source, on cherche une corrélation globale qui tient compte de cette variation. Pour ce faire, la profondeur de la source H est adimensionnée par la largeur du sol nu L_{vs} . le rapport L_{vs}/H est en quelque sorte un facteur de forme géométrique. En utilisant le logiciel Tablecurve2D, les variables a et b exprimées en fonction de ce facteur de forme s'écrivent :

$$a = 10^{-3} \left[10 \sqrt{\frac{L_{vs}}{H}} + 1.5 \right] \quad b = 10^{-3} \left[2.4 \sqrt{\frac{L_{vs}}{H}} - 1.3 \right] \quad (3.10)$$

▪ **Prise en compte de la variation du coefficient de diffusion dans le sol :** L'équation 3.9 est obtenue avec un coefficient de diffusion du sol de référence $D_{solref} = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. On cherche la

concentration dans le vide sanitaire numérique pour deux autres valeurs du coefficient de diffusion, $D_{sol}=10^{-5}$ et $D_{sol}=10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$.

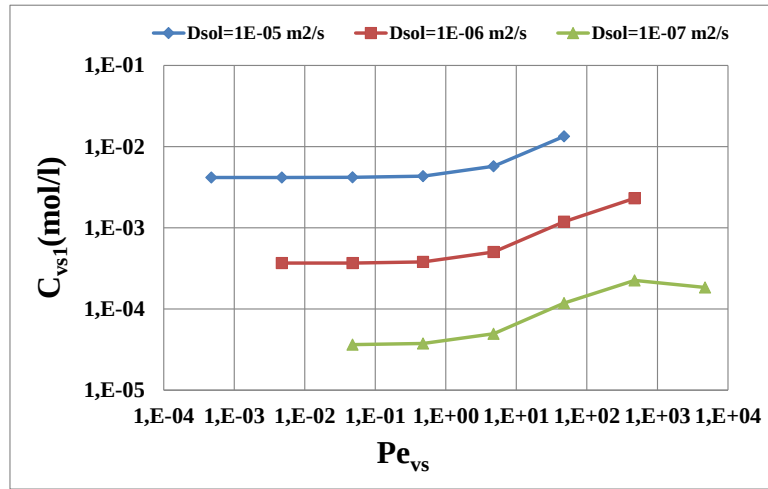


Figure 3.13 : Variation du coefficient de diffusion pour H=4 m en fonction du nombre de Péclet

La figure 3.13 montre que la concentration dans le vide sanitaire augmente avec le coefficient de diffusion du sol, plus le coefficient de diffusion du sol est élevé, plus la concentration dans le vide sanitaire est importante. En analysant cette figure, on trouve que pour un nombre de Peclet donné, il existe un facteur 10 entre les différentes courbes. Ce facteur est égal au rapport entre le coefficient de diffusion du sol de référence et le coefficient de diffusion donné D_{sol}/D_{solref} . Par conséquent, pour tenir compte de la variation du coefficient de diffusion du sol, il suffit de multiplier l'équation 3.9 par ce rapport, il vient :

$$C_{vs1} = C_s \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a + b\sqrt{Pe_{vs}})^2 \quad (3.11)$$

■ **Prise en compte de la variation du taux de ventilation :** L'équation 3.11 est trouvée pour un taux de ventilation de $R_{vs}=1 \text{ vol h}^{-1}$. Ce taux peut influencer la concentration intérieure. Pour prendre en compte cette variation une étude de sensibilité est faite sur le débit de ventilation Q_v du vide sanitaire. Cette étude de sensibilité a montré que la concentration intérieure est proportionnelle au rapport adimensionnel Q_{ref}/Q_v . Q_{ref} est le débit de ventilation de référence pour 1 vol h^{-1} . Il vient :

$$C_{vs1} = C_{vs} \left(\frac{Q_{ref}}{Q_v} \right) \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a + b\sqrt{Pe_{vs}})^2 \quad (3.12)$$

La concentration intérieure est inversement proportionnelle au débit de ventilation adimensionnel ainsi défini.

ETAPE 4 : Déduction du flux de polluant

Partant de l'équation 3.3 et 3.12, le flux total de polluant entrant dans le bâtiment est donné par :

$$J_{vs1} = C_{vs1} Q_v = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) \left(a + b \sqrt{Pe_{vs}} \right)^2 \quad (3.13)$$

3.2.2.4 FLUX D'ENTREE DU POLLUANT DANS LE VIDE SANITAIRE POUR DES PERMEABILITES DU SOL ELEVEES $K_{SOL} > 10^{-10} M^2$

En utilisant la même approche utilisée ci-dessus, la concentration dans le vide sanitaire et le flux diffusif sont donnés par :

$$C_{vs1} = C_s \left(\frac{Q_{ref}}{Q_v} \right) \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a Pe_{vs} + b) \quad (3.14)$$

$$J_{vs1} = C_{vs1} Q_v = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a Pe_{vs} + b) \quad (3.15)$$

Avec :

$$a = 10^{-7} \left[5.79 \left(\frac{L_{vs}}{H} \right)^{1.8} + 1.76 \right] \quad b = 10^{-3} \left[0.36 \left(\frac{L_{vs}}{H} \right)^{0.36} - 0.094 \right] \quad (3.16)$$

3.2.3 TRANSFERT DU POLLUANT DU VIDE SANITAIRE JUSQU'A L'INTERIEUR DU BATIMENT

Maintenant qu'on a quantifié le flux allant du sol à l'intérieur du vide sanitaire, on quantifie le flux allant de l'intérieur du vide sanitaire jusqu'à l'intérieur du bâtiment. Les hypothèses sont les suivantes :

- La concentration C_{vs} dans le vide sanitaire est homogène,
- La concentration dans le bâtiment C_{vs2} est homogène,
- L'écoulement de l'air à travers le plancher bas est unidirectionnel,
- Le plancher bas est homogène et isotrope.

La concentration du polluant dans le vide sanitaire est diluée par le débit de renouvellement d'air :

$$C_{vs} = \frac{J_{vs1}}{Q_v} \quad (3.17)$$

Q_v est le débit de renouvellement du vide sanitaire et J_{vs1} est le flux de polluant qui vient du sol et entre dans le vide sanitaire.

Soit Q_{vs2} , le débit d'air traversant le plancher bas du bâtiment au-dessus de vide sanitaire. En utilisant la solution exacte de l'équation convection-diffusion stationnaire unidimensionnelle pour une couche d'un milieu poreux, le flux allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment peut être estimé par (Waitz et al., 1996) :

$$J_{vs2} = \frac{Q_{vs2} (C_{vs1} - C_{int} \exp(-Q_{vs2} e_{dalle} / D_{dalle}))}{1 - \exp(-Q_{vs2} e_{dalle} / D_{dalle})} \quad (3.18)$$

Le débit d'air Q_{vs2} peut être exprimé par :

$$Q_{vs2} = \frac{k_{eq}}{\mu} \frac{\Delta P_f}{e_{dalle}} A_f \quad (3.19)$$

ΔP_f est la chute de pression dans le plancher bas, A_f la surface du plancher. La perméabilité équivalente de la dalle k_{eq} peut être estimée par l'équation 2.80. Dans l'équation 3.18, C_{int} la concentration du polluant dans le bâtiment est diluée par le renouvellement d'air. Donc la concentration intérieure est donnée par :

$$C_{int} = \frac{J_{vs2}}{Q_{bât}} \quad (3.20)$$

$Q_{bât}$ est le débit de renouvellement d'air du bâtiment. En remplaçant C_{int} dans l'équation 3.18, le flux de polluant J_{vs2} entrant dans bâtiment s'écrit finalement :

$$J_{vs2} = \frac{Q_{vs2} C_{vs1}}{1 - [\exp(-Q_{vs2} e_{dalle} / D_{dalle})] (1 - \frac{Q_{vs2}}{Q_{bât}})} \quad (3.21)$$

Les modèles développés dans cette partie sont résumés dans le tableau suivant :

Flux du polluant du sol jusqu'au vide sanitaire
Diffusion pure : $k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$
$J_{vs1} = D_{sol} A_{vs} \frac{C_s - C_{vs1}}{H}$
Transport mixte convection-diffusion $10^{-12} < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$
$Pe_{vs} = (Q_{vs} / A_{vs}) \frac{H}{D_{sol}}$
$J_{vs1} = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a + b \sqrt{Pe_{vs}})^2$
$a = 10^{-3} \left[10 \sqrt{\frac{L_{vs}}{H}} + 1.5 \right] \quad b = 10^{-3} \left[2.4 \sqrt{\frac{L_{vs}}{H}} - 1.3 \right]$
Transport mixte convection-diffusion $10^{-12} < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$
$J_{vs1} = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{sol}}{D_{solref}} \right) (a Pe_{vs} + b)$
$a = 10^{-7} \left[5.79 \left(\frac{L_{vs}}{H} \right)^{1.8} + 1.76 \right] \quad b = 10^{-3} \left[0.36 \left(\frac{L_{vs}}{H} \right)^{0.36} - 0.094 \right]$
Concentration du polluant dans le vide sanitaire
$C_{vs1} = \frac{J_{vs1}}{Q_v}$
Flux du polluant allant du vide sanitaire jusqu'à l'intérieur du bâtiment
$J_{vs2} = \frac{Q_{vs2} C_{vs1}}{1 - [\exp(-Q_{vs2} e_{dalle} / D_{dalle})] (1 - \frac{Q_{vs2}}{Q_{bât}})}$

Tableau 3.5 : synthèse des modèles développés pour un vide sanitaire

3.2.4 FLUX DE POLLUANT ENTRANT DANS UN BATIMENT AVEC UNE DALLE PORTEE

Contrairement au cas du vide sanitaire, pour une dalle portée, pour toutes les perméabilités du sol, les iso-concentrations ne sont pas horizontales (Tableau 3.3). Ainsi, même en diffusion pure il est complexe, voire impossible de déterminer analytiquement le flux d'entrée de polluant dans le bâtiment. La figure 3.14 montre l'écart entre le flux analytique 1-D donné par la loi de Fick et le modèle numérique 2 D.

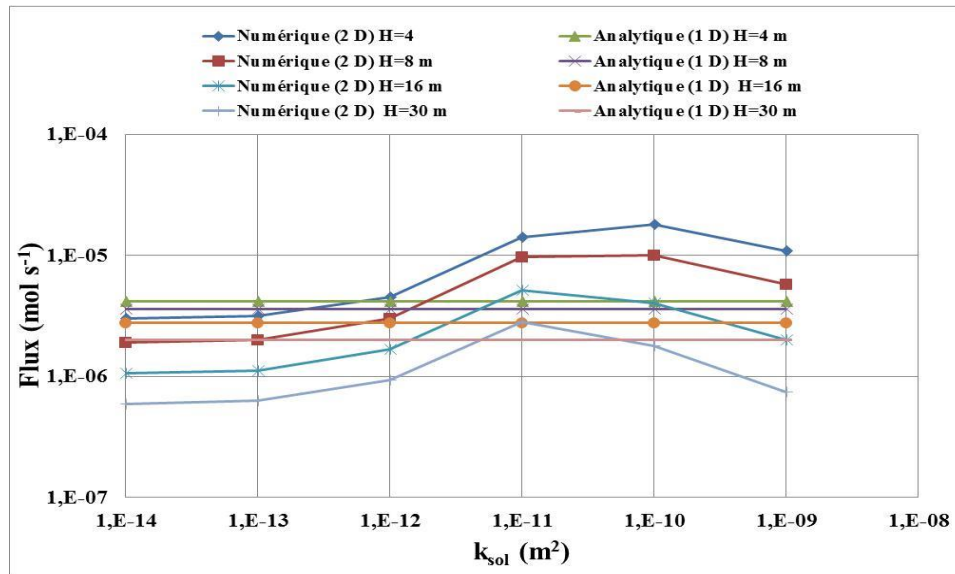


Figure 3.14 : comparaison entre le flux analytique 1 D et le flux numérique 2 D pour différentes profondeurs de source.

Ce graphique montre bien que la modélisation analytique 1-D unidirectionnelle (Loi de Fick) ne permet pas de quantifier correctement le flux de polluant ; il surestime ou sous-estime ce flux entrant dans le bâtiment. Pour quantifier ce flux, on utilise la méthode semi-empirique présentée au § 3.4.1.

ETAPE 1 : Définition du nombre de Peclet global

Pour une dalle portée, le nombre de Peclet global est égal au produit de la vitesse de l'air entrant dans le bâtiment Q_{dp}/A_{dp} par la somme des résistances du sol et de la dalle ($e_{dalle}/D_{dalle} + H/D_{sol}$) :

$$Pe_{dp} = (Q_{dp} / A_{dp}) * \left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle}} + \frac{H}{D_{sol}} \right) \quad (3.22)$$

Où Q_{dp} est le débit d'air entrant dans le bâtiment, il est donné par l'équation 2.28. A_{dp} la surface de la dalle portée, D_{dalle} le coefficient de diffusion de la dalle, e_{dalle} l'épaisseur de la dalle, H la profondeur de la source.

ETAPE 2 : Tracé de l'évolution de la concentration intérieure expérimentale C_{dp} en fonction du Pe_{dp} global

La figure 3.15 montre l'évolution de la concentration intérieure expérimentale en fonction du nombre de Peclet et de la profondeur de la source :

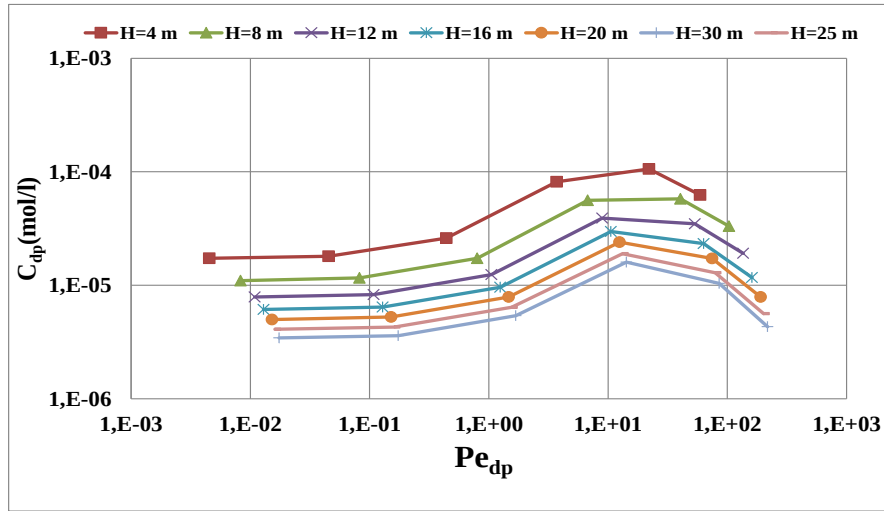


Figure 3.15 : Évolution de la concentration intérieure expérimentale en fonction du nombre de Peclet et de la profondeur de la source

Les courbes présentent trois phases :

- **Phase 1** : la concentration intérieure n'évolue pas en fonction du Pe_{dp} , ce qui correspond à $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$; pour $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$, on a de la diffusion pure.
- **Phase 2** : la concentration intérieure augmente en fonction de Pe_{dp} , le flux convectif a un effet sur le flux diffusif, cette phase correspond à $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$.
- **Phase 3** : la concentration intérieure augmente et/ou diminue en fonction de Pe_{dp} ; par rapport à la phase 2, la pente d'évolution diminue. La concentration intérieure diminue avec le nombre de Peclet pour des sols perméables $k_{sol} > 10^{-10} \text{ m}^2$.

ETAPE 3 : Recherche d'une corrélation empirique de l'évolution de la concentration intérieure en fonction du nombre de Péclet global

En observant les courbes de la figure 3.15, elles tendent à former des gaussiennes. L'utilisation de Tablecurve 2D a permis de trouver la corrélation suivante :

$$C_{dp} = Cs \left[A + B \exp \left[-0,5 \left[\ln(Pe / C) / D \right]^2 \right] \right] \quad (3.23)$$

Les

coefficients A, B, C et D sont différents pour chaque profondeur de la source de polluant. L'équation 3.23 ne tient compte que de la variation de la résistance de la convection par le changement des débits d'air. On cherche à inclure dans la même corrélation la variation de la résistance à la diffusion.

- **Prise en compte de la variation des résistances du sol et de la dalle** : Les coefficients de l'équation A, B, C et D de l'équation 3.23 dépendent de la résistance globale de diffusion du sol et de la dalle. Pour prendre en compte cette variation on introduit un nombre adimensionnel appelé nombre de Biot massique Bi_m . Ce nombre Bi_m est généralement défini comme le rapport entre la résistance interne de diffusion L/D et la résistance externe de convection $1/h_m$.

$$Bi_m = \frac{L/D}{1/h_m} = h_m \frac{L}{D} \quad (3.24)$$

Suivant cette définition, on définit le nombre de Biot massique pour une dalle portée. Le coefficient de transfert externe h_m est homogène à une vitesse. Dans cette étude, on suppose que le coefficient de transfert externe est égal au rapport entre le débit de ventilation dans le bâtiment et la surface du plancher bas. Ainsi, pour une dalle portée, le nombre de Biot peut être égal au rapport entre la somme des résistances de la dalle et du sol ($e_{dalle}/D_{dalle} + H/D_{sol}$) et la résistance externe convective dans le bâtiment $Q_{bât}/A_{dalle}$.

$$Bi_{dp} = \frac{\left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle}} + \frac{H}{D_{sol}} \right)}{1/(Q_{bât}/A_{dalle})} = (Q_{bât}/A_{dalle}) \left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle}} + \frac{H}{D_{sol}} \right) \quad (3.25)$$

Où $Q_{bât}$ est le débit de ventilation, D_{dalle} est le coefficient de diffusion de la dalle, e_{dalle} est l'épaisseur de la dalle. Pour varier les résistances du sol varions les coefficients de diffusion du sol et de la dalle.

▪ **Variation du coefficient de diffusion du sol :** Le coefficient de diffusion de la dalle est fixée à $D_{dalleref} = 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$. La profondeur de la source est fixée à 4 m. On cherche l'évolution de la concentration intérieure pour deux autres valeurs du coefficient de diffusion, $D_{sol} = 10^{-5}$ et $D_{sol} = 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$.

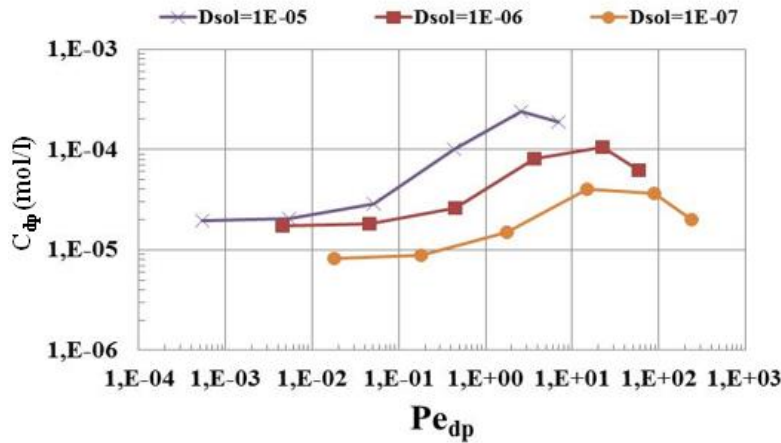


Figure 3.16 : variation du coefficient de diffusion du sol pour H=4 m

La figure 3.16 montre que plus le coefficient de diffusion est important plus la concentration intérieure est importante. Chaque courbe présente bien 3 phases de comportement comme vu précédemment : la phase de diffusion pure où la concentration intérieure n'évolue pas en fonction du nombre de Peclet, la phase de transport mixte où la concentration intérieure augmente avec le nombre de Peclet et la phase de transport mixte où l'impact de la convection devient significatif et la concentration intérieure chute. Cette chute est plus conséquente pour les coefficients de diffusion du sol faibles. En exprimant les coefficients de A, B, C et D de l'équation 3.23 en fonction du Biot Bi_{dp} , pour les courbes de la Figure 3.16, il vient :

$$C_{dp} = C_s \left(A + B \exp \left(-0,5 \left(\ln(Pe_{dp} / C) / D \right)^2 \right) \right) \quad (3.26)$$

Avec :

$$\begin{aligned} A &= 1.73 * 10^{-6} + 0.14 Bi_{dp}^{-1}; B = \exp(-10 + 1.2 * 10^8 Bi_{dp}^{-2}); \\ C &= 3.38 * 10^2 - 5.59 * 10^6 Bi_{dp}^{-1} + 2.94 * 10^{10} Bi_{dp}^{-2}; D = 1.36 - 1.45 * 10^{-5} * Bi_{dp} + 4.18 * 10^{-14} * Bi_{dp}^3 \end{aligned} \quad (3.27)$$

Variation du coefficient diffusion de la dalle : Le coefficient de diffusion du sol est fixé à $D_{solref}=10^{-6}$ m²/s. Cherchons l'évolution de la concentration intérieure pour deux autres valeurs du coefficient de diffusion de la dalle, $D_{dalle}=10^{-7}$ et $D_{dalle}=10^{-9}$ m²/s.

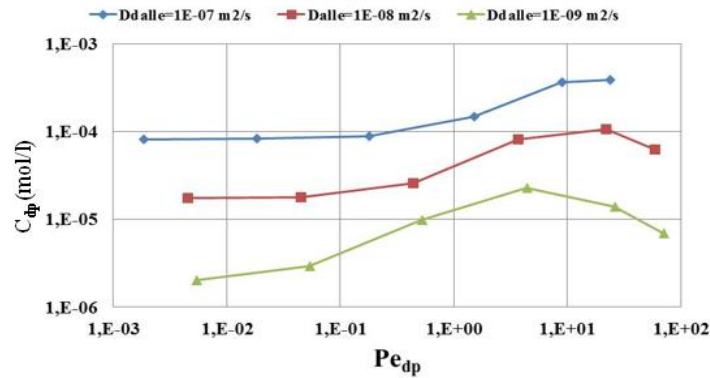


Figure 3.17 : variation du coefficient de diffusion de la dalle

Ce graphique montre que plus le coefficient de diffusion de la dalle est élevé, plus la concentration dans le bâtiment est importante. Le comportement de ces courbes est lié aux 3 phases d'évolution évoquées précédemment. Plus le coefficient de diffusion est faible, plus la phase de diffusion pure, où la concentration intérieure n'évolue pas en fonction du nombre de Peclet, tend à disparaître. Par ailleurs, la phase de convection mixte où la concentration intérieure chute devient significative à cause de l'impact du flux convectif qui prend de l'importance. Pour prendre en compte l'effet de la variation du coefficient de diffusion, on évalue les rapports k_{dp} des concentrations intérieures numériques pour $D_{dalle}=10^{-7}$ m²/s et $D_{dalle}=10^{-9}$ m²/s par les concentrations intérieures pour ces mêmes coefficients de diffusion obtenus par l'équation 3.26 :

$$k_{dp} = \frac{C_{dpnum}}{C_{dp}} \quad (3.28)$$

On trouve que k_{dp} est égal au rapport adimensionnel $D_{dalle}/D_{dalleref}$ quand on multiplie le Biot massique par ce même rapport adimensionnel. La concentration intérieure est ainsi donnée par :

$$C_{dp} = C_s \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(A + B \exp \left(-0,5 (\ln(Pe_{dp}/C)/D)^2 \right) \right) \quad (3.29)$$

Avec :

$$Bi_{dp} = Q_{bât} \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle} A_{dalle}} + \frac{H}{D_{sol} A_{dalle}} \right) \quad (3.30)$$

Prise en compte de la variation de la profondeur de la source : Pour ce faire, la profondeur H de la source est adimensionnée par la largeur de la dalle L_{dalle} . La profondeur de la source est fixée à $H=4$ m. On estime le rapport r entre la concentration intérieure obtenue pour cette profondeur et la concentration intérieure pour différentes profondeurs de la source 8, 12, 16, 20, 25 et 30 m.

$$r = \frac{C_{dp}(H=4m)}{C_{dp}(H)} \quad (3.31)$$

Évaluons le rapport r en fonction du rapport adimensionnel H/L_{dalle} . On obtient la relation suivante :

$$r = 0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \quad (3.32)$$

Donc, la concentration intérieure devient :

$$C_{dp} = C_s \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalleref}}} \right) \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{dp}/C) / D \right)^2 \right) \right) \quad (3.33)$$

Prise en compte de la variation du taux de ventilation : L'équation 3.33 est trouvée pour un taux de ventilation de $Q_{\text{ref}} = 0.5 \text{ vol h}^{-1}$; et on sait bien que ce taux peut influencer la concentration intérieure. Une étude de sensibilité est faite sur le taux de ventilation $Q_{\text{bât}}$. Cette étude de sensibilité a montré que la concentration intérieure est proportionnelle au rapport adimensionnel $Q_{\text{ref}}/Q_{\text{bât}}$. L'équation 3.33 devient :

$$C_{dp} = C_s \left(\frac{Q_{\text{ref}}}{Q_{\text{bât}}} \right) \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalleref}}} \right) \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{dp}/C) / D \right)^2 \right) \right) \quad (3.34)$$

ETAPE 4 : Déduction du flux de polluant

Partant de l'équation 3.34, le flux total du polluant dans le bâtiment est donné par :

$$J_{dp} = C_{dp} Q_{\text{bât}} = C_s Q_{\text{ref}} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalleref}}} \right) \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe/C) / D \right)^2 \right) \right) \quad (3.35)$$

Les modèles développés dans cette partie sont résumés dans le tableau suivant :

Peclet massique
$Pe_{dp} = (Q_{dp} / A_{dp}) * \left(\frac{e_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle}}} + \frac{H}{D_{\text{sol}}} \right)$
Biot massique
$Bi_{dp} = Q_{\text{bât}} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalleref}}} \right) \left(\frac{e_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle}} A_{\text{dalle}}} + \frac{H}{D_{\text{sol}} A_{\text{dalle}}} \right)$
Flux massique de polluant entrant dans le bâtiment
$J_{dp} = C_s Q_{\text{ref}} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalleref}}} \right) \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{dp}/C) / D \right)^2 \right) \right)$
$A = 1.73 * 10^{-6} + 0.14 Bi_{dp}^{-1}; B = \exp(-10 + 1.2 * 10^8 Bi_{dp}^{-2});$ $C = 3.38 * 10^2 - 5.59 * 10^6 Bi_{dp}^{-1} + 2.94 * 10^{10} Bi_{dp}^{-2}; D = 1.36 - 1.45 * 10^{-5} * Bi_{dp} + 4.18 * 10^{-14} * Bi_{dp}^3$

Tableau 3.6 : synthèse des modèles développés pour une dalle portée

3.2.5 FLUX DE POLLUANT ENTRANT DANS UN BATIMENT AVEC UN DALLAGE INDEPENDANT

Pour quantifier le flux de polluant entrant dans le bâtiment avec dallage indépendant, on utilise la même approche que celle utilisée pour la dalle portée.

ETAPE 1 : Définition du nombre de Peclet global de référence

Pour un dallage indépendant, le nombre de Peclet global peut être défini comme le rapport entre la résistance globale à la diffusion du sol, de la dalle et la fissure périphérique, et la résistance à la convection. La résistance globale à la diffusion est obtenue en supposant que la résistance du sol est en série avec les résistances de la dalle et de la fissure périphérique qui sont en parallèle. Donc il vient :

$$Pe_{di} = \frac{\left(\frac{L_{sol}}{D_{sol}} + (A_{dalle} + A_{fiss}) \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dp}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right)}{1/(Q_{di}/(A_{dalle} + A_{fiss}))} \quad (3.36)$$

Vu que la surface de la fissure est négligeable devant la surface de la dalle, l'équation 3.36 devient :

$$Pe_{di} = Q_{di} * \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{dalle}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dp}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right) \quad (3.37)$$

Où Q_{di} est le débit d'air entrant dans le dallage indépendant, il est déterminé par l'équation 2.21.

ETAPE 1 : tracé de l'évolution de la concentration intérieure numérique en fonction du nombre de Peclet

La figure 3.18 présente l'évolution de la concentration intérieure en fonction du nombre de Peclet et de la profondeur de la source :

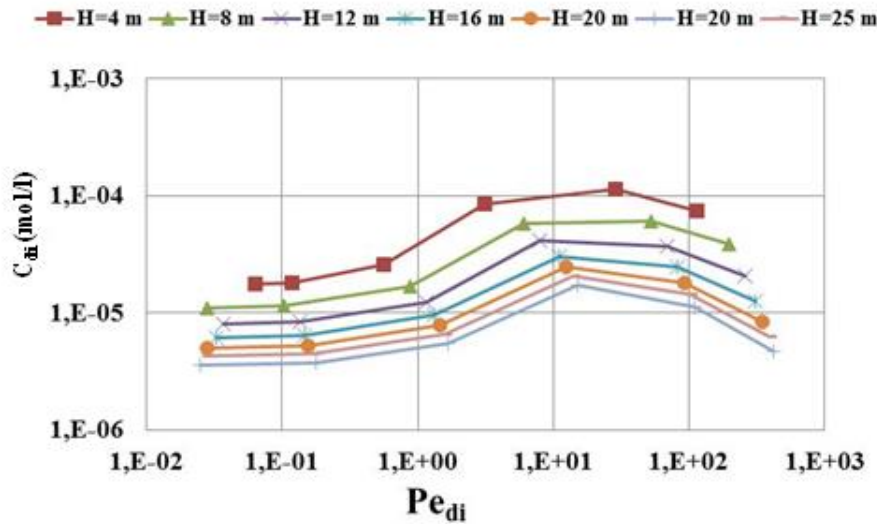


Figure 3.18 : Évolution de la concentration intérieure en fonction du nombre de Peclet et en fonction de la profondeur de la source

Ce graphique montre que pour toutes les profondeurs de source, les courbes d'évolution de la concentration intérieure en fonction du nombre de Peclet ont un comportement similaire. Les courbes présentent trois phases :

- Phase 1 : la concentration n'évolue pas en fonction du nombre de Peclet, ce qui correspond à $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$; pour $k_{sol} < 10^{-13} \text{ m}^2$, on a ici de la diffusion pure.
- Phase 2 : la concentration augmente en fonction du nombre de Peclet, le flux convectif commence à intervenir, cette phase correspond à $10^{-13} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$.
- Phase 3 : la concentration augmente et/ou diminue en fonction du nombre de Peclet ; par rapport à la phase 2, la pente diminue. la concentration intérieure diminue avec le nombre de Peclet pour des sols perméables ($k_{sol} > 10^{-10} \text{ m}^2$).

ETAPE 3 : Recherche d'une corrélation semi-empirique de l'évolution de la concentration intérieure C_{di} en fonction du nombre de Peclet

La corrélation retenue est la même que pour une dalle portée. Elle s'écrit :

$$C_{di} = C_s \left(A' + B' \exp \left(-0,5 \left(\ln \left(Pe_{di} / C' \right) / D' \right)^2 \right) \right) \quad (3.38)$$

Les coefficients A, B, C et D sont variables pour chaque profondeur d'émission du polluant.

Prise en compte de la variation des résistances du sol, de la dalle et de la fissure : Les coefficients de l'équation A', B', C' et D' de l'équation 3.38 dépendent de la résistance globale de diffusion du sol et de la dalle et de la fissure. Pour prendre en compte les variations de ces résistances, définissons le nombre de Biot pour un dallage indépendant. Il est égale la résistance globale de la diffusion dans le sol, dans la dalle et la fissure périphérique, divisée par la résistance externe de convection dans le bâtiment :

$$Bi_{di} = \frac{\left(\frac{L_{sol}}{D_{sol}} + (A_{dalle} + A_{fiss}) \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dp}}{e_{dalle}} \right) \right) \right)^{-1}}{1/(Q_{bât}/(A_{dalle} + A_{fiss}))} \quad (3.39)$$

Vu que la surface de la fissure est négligeable devant la surface de la dalle il vient :

$$Bi_{di} = (Q_{bât})^* \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{sol}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{L_{dalle}} \right) \right) \right)^{-1} \quad (3.40)$$

Variation du coefficient de diffusion du sol : Pour résoudre ce problème, on commence tout d'abord par chercher une loi d'évolution de la concentration intérieure en fonction du nombre de Peclet défini précédemment et en fonction du coefficient de diffusion du sol. Le coefficient de diffusion de la dalle est fixé à $D_{dalle} = 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$, et la profondeur de la source est fixée à 4 m.

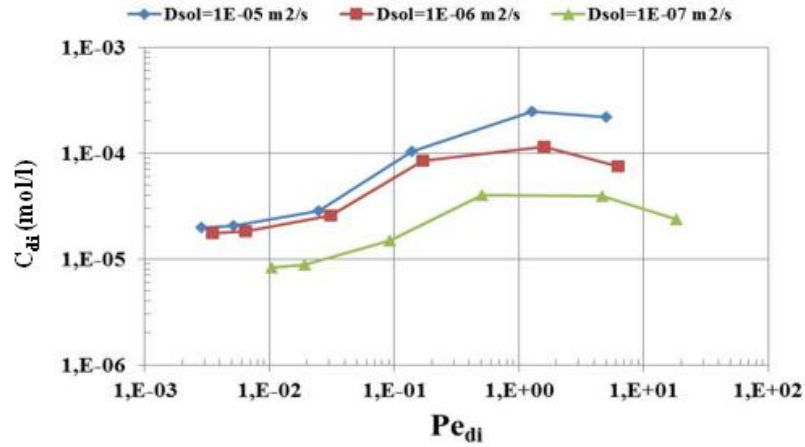


Figure 3.19 : variation de la concentration intérieure en fonction du coefficient de diffusion du sol pour H=4 m

En observant les courbes, nous voyons qu'elles ont tendance à former une gaussienne. En utilisant le logiciel TableCurve2D, les coefficients A, B, C et D sont évalués à :

$$\begin{aligned} A' &= 3.42 \cdot 10^{-6} + 7.510^{-4} \text{Bi}_{di}^{-1}; B' = 3.16 \cdot 10^3 - 1.410^6 \text{Bi}_{di}^{-1}; \\ C' &= 3.83 + 4.95 \cdot 10^2 \text{Bi}_{di}^{-1} + 2 \cdot 10^4 \text{Bi}_{di}^{-2}; D' = 1.64 + 7.9 \cdot \text{Bi}_{di}^{-1} \end{aligned} \quad (3.41)$$

Prise en compte de la variation du coefficient de diffusion de la dalle : La figure 3.20 montre que plus le coefficient de diffusion de la dalle est élevé, plus la concentration dans le bâtiment devient significative. Par contre, plus le coefficient de diffusion est faible, plus la phase de diffusion pure où la concentration n'évolue pas en fonction du Peclet, tend à disparaître, et la phase transport mixte où le nombre de Peclet s'atténue devient conséquente.

Pour prendre en compte l'effet de la variation du coefficient de diffusion, évaluons les rapports k_{di} des concentrations intérieures numériques pour $D_{dalle}=10^{-7}$ et $D_{dalle}=10^{-9}$ m²/s par les concentrations intérieures pour ces mêmes coefficients de diffusion obtenues par l'équation 3.40 :

$$k_{di} = \frac{C_{dinum}}{C_{di}} \quad (3.42)$$

On trouve que le rapport adimensionnel k_{di} est égal à $D_{dalle}/D_{dalleref}$, quand le Biot massique est multiplié par ce même rapport.

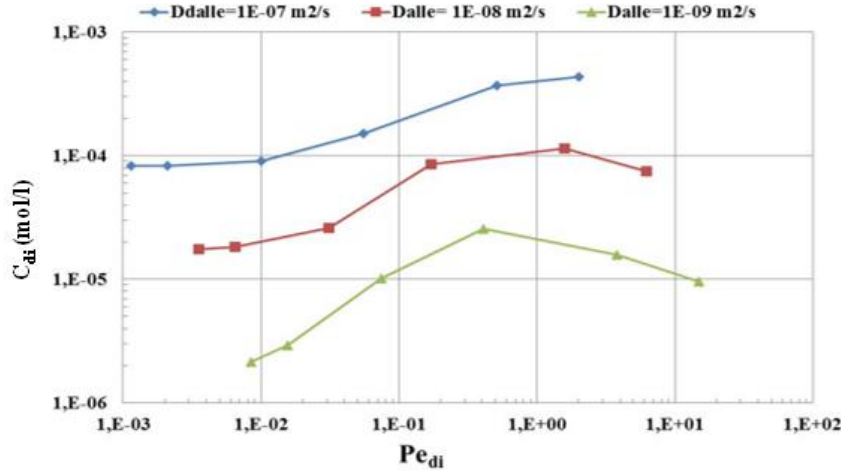


Figure 3.20 : variation de la concentration intérieure en fonction du coefficient de diffusion de la dalle pour H=4 m

Finalement la concentration intérieure du polluant est donnée par :

$$C_{di} = C_s \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(A' + B' \exp \left(\left(\ln(Pe_{di} / C') / D' \right)^2 \right) \right) \quad (3.43)$$

Avec :

$$Bi_{di} = (Q_{bât}) \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{sol}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{L_{dalle}} \right) \right) \right)^{-1} \quad (3.44)$$

Prise en compte de la variation de la profondeur de la source : Pour ce faire, adimensionnons la profondeur H de la source par la largeur de la dalle L_{dalle} . Évaluons le rapport r donné par l'équation 3.31 en fonction du ratio adimensionnel H/L_{dalle} . On obtient la relation suivante :

$$r = 0.6 + 0.95 * \left(\frac{H}{L_{dalle}} \right) \quad (3.45)$$

La concentration intérieure est donc donnée par :

$$C_{di} = C_s \left(0.6 + 0.95 * \left(\frac{H}{L_{dalle}} \right) \right)^{-1} \left(A' + B' \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{di} / C') / D' \right)^2 \right) \right) \quad (3.46)$$

Prise en compte de la variation du taux de ventilation : L'équation 3.46 est trouvée pour un taux de ventilation de $Q_{ref} = 0.5 \text{ vol h}^{-1}$. Pour prendre en compte cette variation, une étude de sensibilité est faite sur le taux de ventilation Q_v du bâtiment. Cette étude de sensibilité a montré que la concentration intérieure est proportionnelle au rapport adimensionnel $Q_{ref}/Q_{bât}$. Il vient :

$$C_{di} = C_s \left(\frac{Q_{ref}}{Q_{bât}} \right) \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(0.6 + 0.95 * \left(\frac{H}{L_{dalle}} \right) \right)^{-1} \left(A' + B' \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{di} / C') / D' \right)^2 \right) \right) \quad (3.47)$$

ETAPE 4 : Dédution du flux de polluant

Partant de l'équation 3.3 et 3.47, le flux total diffusif est donné par :

$$J_D = C_{di} Q_{bat} = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(0.7 + 0.95 * \left(\frac{H}{L_{dalle}} \right) \right)^{-1} \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{di} / C') / D' \right)^2 \right) \right) \quad (3.48)$$

Les modèles développés dans cette partie sont résumés dans le tableau suivant :

Peclet massique
$Pe_{di} = Q_{di} * \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{dalle}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dp}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right)$
Biot massique
$Bi_{di} = (Q_{bat}) \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{sol}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{L_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right)$
Flux massique de polluant entrant dans le bâtiment
$J_{di} = C_s Q_{ref} \left(\frac{D_{dalle}}{D_{dalleref}} \right) \left(0.7 + 0.95 * \left(\frac{H}{L_{dp}} \right) \right)^{-1} \left(A' + B' \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{di} / C') / D' \right)^2 \right) \right)$
$A' = 3.42 * 10^{-6} + 7.510^{-4} Bi_{di}^{-1}; B' = 3.16 * 10^3 - 1.410^6 Bi_{di}^{-1};$ $C' = 3.83 + 4.95 * 10^2 Bi_{di}^{-1} + 2 * 10^4 Bi_{di}^{-2}; D' = 1.64 + 7.9 * Bi_{di}^{-1}$

Tableau 3.7 : synthèse des modèles développés pour un dallage indépendant

3.2.6 TYPOLOGIES PARTICULIERES : MURS ENTERRES ET PRESENCE D'UN LIT DE GRAVIER SOUS LE PLANCHER BAS

Les lois semi-empiriques développées pour estimer les flux entrant dans les diverses typologies peuvent être utilisées en présence de murs enterrés (cave) ou d'un lit de gravier sous la dalle. Pour ce faire, il suffit de remplacer dans les lois empiriques donnant le flux de polluant, les débits d'air entrant dans ces typologies donnés par l'équation 2.54.

Dans le cas des murs enterrés, cette intégration des débits dans les équations est possible en supposant que le débit d'air convectif n'a d'effet que sur le profil de concentration sous le plancher bas. Son influence sur la concentration dans le sol le long du mur enterré est négligée.

Dans le cas de la présence d'un lit de gravier, on suppose que le profil de concentration n'est pas modifié par la présence de ce lit de gravier.

3.2.7 PRISE EN COMPTE DE L'HETEROGENEITE PAR COUCHES DU SOL

Comme dans modèles J & E et Volasoil amélioré, les lois semi-empiriques développées peuvent tenir compte de l'hétérogénéité par couche du sol. Pour ce faire, il suffit de remplacer dans les équations développées la résistance à la diffusion du sol L_{sol}/D_{sol} par la somme des différentes résistances :

$$\frac{L_{con}}{D_{conv}} + \sum_{j=1}^n \frac{L_j}{D_j} \quad (3.49)$$

Où L_{conv} est la profondeur de la zone d'influence de la convection définie ici comme la moitié de la largeur du plancher du bâtiment

3.3 VALIDATION EXPERIMENTALE DES MODELES SEMI-EMPIRIQUES DEVELOPPES

Comme dans le chapitre 2, la validation expérimentale est effectuée sur la base des travaux tirés de la littérature, des travaux de Hulot et al. (2003) et de Marzougui (2013).

3.3.1 EXPERIENCE DE HULOT ET AL. (2003)

L'objectif de l'étude de Hulot et al. (Hulot et al.; 2003) consistait à comparer la prédiction des modèles de Volasoil et Johnson et Ettinger à des mesures effectuées sur un site industriel.

3.3.1.1 DESCRIPTION DE L'EXPERIMENTATION

Des investigations ont montré que le site est principalement pollué par des solvants chlorés, par du Trichloréthylène (TCE), et du tétrachloroéthylène (PCE). La typologie du soubassement correspond à une dalle de béton. Les caractéristiques du bâtiment, du sol, de la source de pollution, les mesures effectuées sont répertoriées dans le tableau 3.8 suivant :

PARAMETRISATION	
SOIL	Filling: gravel, sand, silt
Organic carbon fraction	Measured
Dry bulk density	1,7
Total porosity	0,25
Water content	0,1
Water-filled porosity	0,19
Air-filled porosity	0,06
Gas permeability	E-12 m ²
	~ water permeability of 8E-6 m/s: from measured water permeability (4E-8 m/s) and standard values for similar soils (5E-5 m/s)
BUILDING	
Slab characteristics regarding diffusion	Standard values (HESP model, wet slab), (8 times less diffusive than dry concrete)
Slab characteristics regarding convection	Standard values from each model
Length, width, height	26 - 20 - 6,5 m
Floor thickness	0,1 m
Soil-building pressure difference	1 Pa
Air exchange rate	3,6 h ⁻¹
SOURCE	
Depth	2,5 m
	Minimal depth of maximal concentrations in soil gas or in soil
Soil concentrations	4,8 µg/kg TCE, 5,2 µg/kg PCE
Soil gas concentrations	6,1 mg/m ³ TCE, 43 mg/m ³ PCE

Tableau 3.8 : Paramètres du bâtiment, du sol et de la source (Hulot et al., 2003)

Les résultats principaux des mesures effectuées et les comparaisons avec les modèles Johnson et Ettinger et Volasoil sont répertoriés dans le tableau suivant :

		TCE				PCE				
		Measured (average, <5m)		Calculated with		Measured (average, <5m)		Calculated with		
				VOLASOIL	J&E			VOLASOIL	J&E	
Modelization starting from soil concentrations										
Soil (µg/kg)	4,8					5,2				
	April	July	Sept			April	July	Sept		
Soil-gas (mg/m³)	2,1	6,1	14	3,3		24	43	421	2,9	
Surface flux (µg/m²/s) (Dynamic chamber)	<E-4 n=3	~E-3 n=2	6E-3 n=1	9,2 E-5	9,1 E-6	~E-4 n=3	6E-3 n=2	2E-2 n=1	1,6 E-4	1,3 E-5
Building air (µg/m³)	<1 ^(*)	5,6	nd	0,014	0,001	1	17	nd	0,024	0,002
Modelization starting from soil-gas concentrations (one synchronized campaign : July)										
Soil-gas (mg/m³)	6,1					43				
Surface flux (µg/m²/s)	~E-3 n=2			1,7 E-4	1,8 E-5	6E-3 n=2			2,3 E-3	2,1E-4
Building air (µg/m³)	5,6			0,03	0,003	17			0,36	0,034
(*) : below quantification limit; nd : not detected										

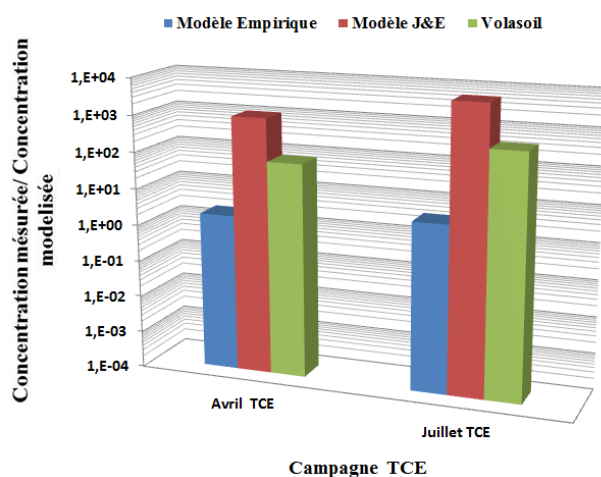
(*) : below quantification limit; nd : not detected

Tableau 3.9 : Confrontation des mesures avec les modèles Volasoil et J&E (Hulot et al., 2003)

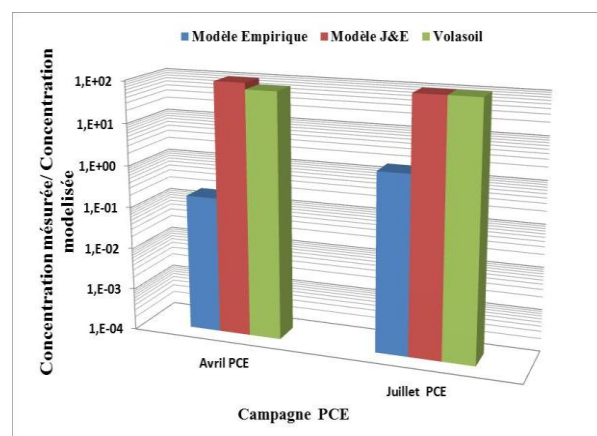
3.3.1.2 COMPARAISON DES MESURES EXPERIMENTALES AVEC LES MODELES SEMI-EMPIRIQUE, VOLASOIL ET JOHNSON ET ETTINGER

Selon les données expérimentales disponibles, la typologie dalle portée est utilisée pour la confrontation expérimentale avec le modèle semi-empirique (Équation 3.34). La figure 3.21 présente le rapport entre la concentration mesurée et la concentration pour différents modèles. La comparaison du modèle semi-empirique est satisfaisante et mieux qu'avec les autres modèles pour le TCE. Le modèle semi empirique ne surestime les mesures que d'un facteur 2.

En ce qui concerne le Tetrachloroethylene (PCE), pour la campagne d'avril, la loi semi-empirique surestime la concentration intérieure d'un facteur 30. Les modèles Volasoil et J&E sous-estiment la concentration intérieure respectivement d'un facteur 100 et 1000. La loi semi-empirique est donc plus proche de la réalité. Elle donne un résultat satisfaisant pour la campagne de juillet, elle surestime la concentration intérieure que d'un facteur de 1.3. Par rapport aux autres modèles, la loi empirique permet en effet de s'approcher au mieux du résultat expérimental.



a) Campagne TCE



b) Campagne PCE

Figure 3.21 : rapport entre la concentration mesurée et la concentration modélisée pour différents modèles

3.3.2 EXPERIENCE DE MARZOUGUI (2013)

L'expérience effectuée par Marzougui (Marzougui, 2013) dans le but d'étudier le transfert des substances volatiles dans les environnements intérieurs est déjà décrite dans le § 2.8.

3.3.2.1 MESURES REALISEES

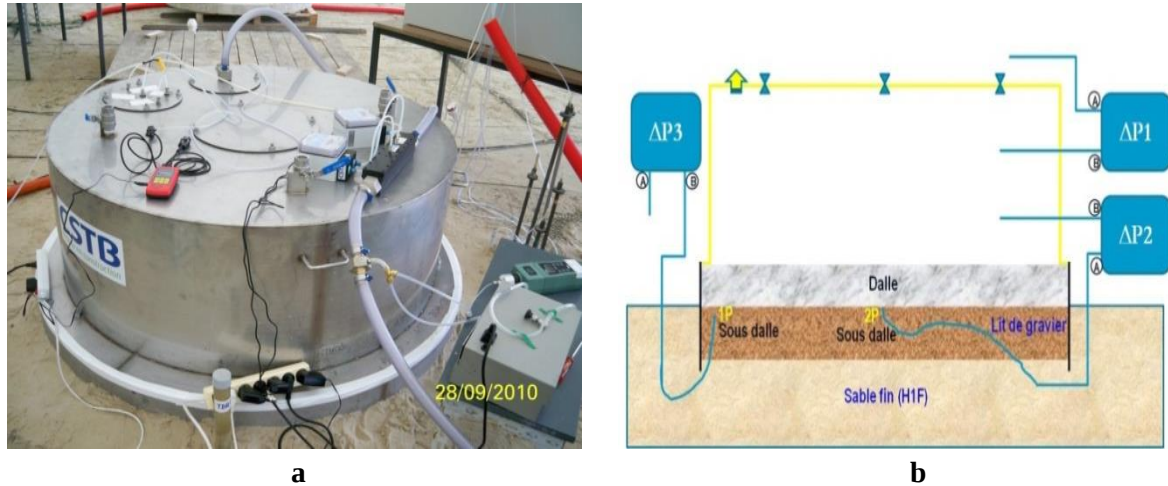


Figure 3.22 : a) Dispositif expérimental, b) mise en dépression de la dalle (Marzougui, 2013)

Dans la zone insaturée du sol, au-dessous de la dalle de la cloche, des mesures de concentrations du polluant et de la pression ont été effectuées sur différents points ; le flux de vapeur entrant dans la cloche a été également calculé à partir des mesures réalisées (Figure 3.24). Tous les paramètres physiques des milieux, à savoir les perméabilités effectives et les coefficients de diffusion effectifs du sol, du lit de gravier et de la dalle, ont été caractérisés.

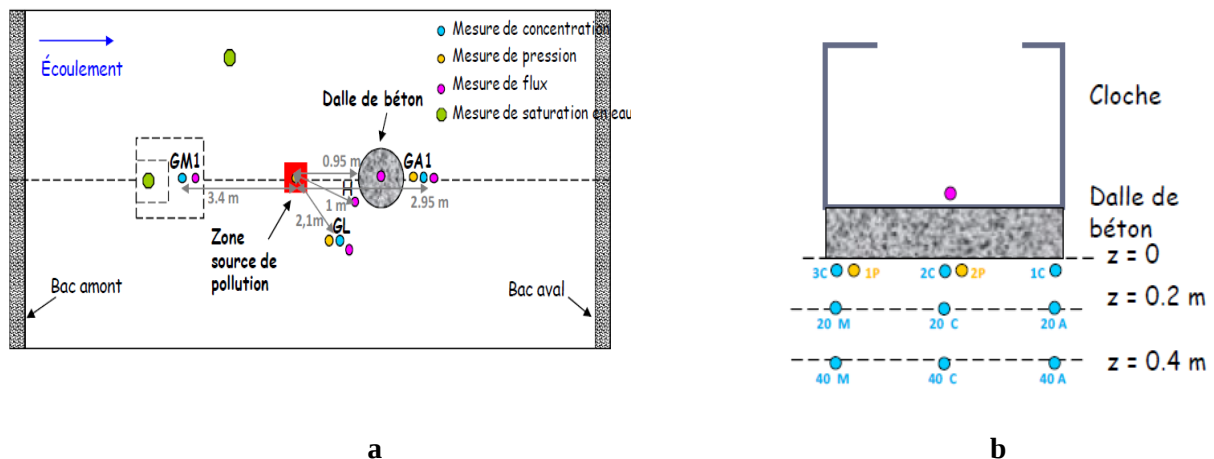


Figure 3.23 : a) points de mesures, b) coupe longitudinale le long de la dalle (Marzougui, 2013)

Réalisons une étude numérique afin de comparer les flux de vapeur entrant dans la cloche avec les modèles semi-empirique et numérique.

3.3.2.2 ÉTUDE NUMÉRIQUE

Domaine d'études et conditions aux limites : Le domaine d'études et les conditions aux limites sont présentés sur le schéma suivant :

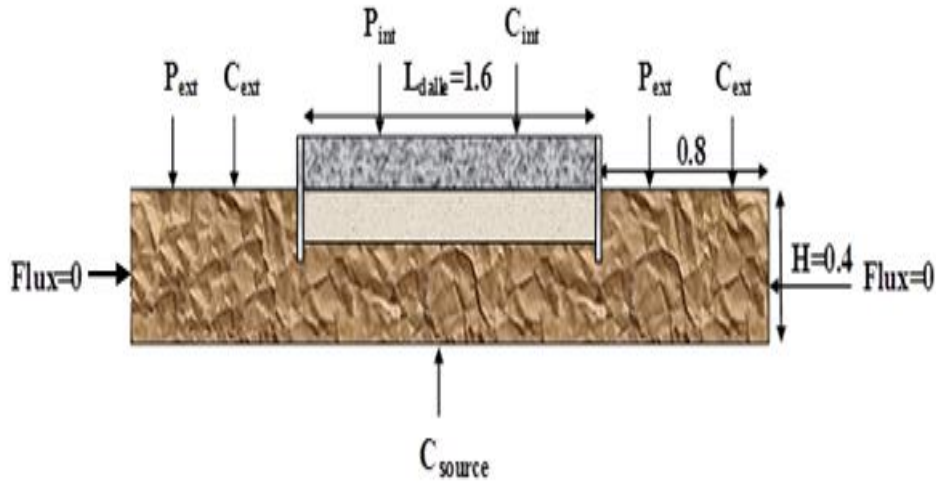


Figure 3.24 : domaine d'études et conditions aux limites

Conditions aux limites de pression : des flux nuls sont assignés aux limites latérales et à la limite horizontale (source), $\vec{\nabla} P \cdot \vec{n} = 0$. La pression à la limite extérieure est fixée à 0 et la pression intérieure est fixée à la dépression expérimentale de la cloche.

Conditions aux limites en concentration : des flux nuls sont fixés aux limites latérales du domaine d'étude, $\vec{\nabla} C \cdot \vec{n} = 0$. La concentration extérieure $C_{ext}=0$.

Deux types de conditions aux limites sont utilisés pour la source de polluant :

Cas 1 : une concentration moyenne est fixée. Cette concentration moyenne est la moyenne des concentrations aux points 40 a, 40 c, 40 m, et GA1 de la Figure 3.23.

Cas 2 : un profil de concentration est fixé à la source suivant l'évolution de la concentration à ces quatre points. Ainsi, l'évolution de la concentration à la source en fonction de l'abscisse peut s'écrire :

$$C_s = -0.0034 x^3 + 0.0264 x^2 - 0.0612 x + 0.0658 \quad (3.50)$$

La concentration C_{int} dépend du flux de polluant et du taux de renouvellement d'air dans la cloche. Cette concentration est donnée par :

$$c_{int} = \frac{J_{cloche}}{Q_{cloche}} \quad (3.51)$$

Avec J_{cloche} le flux total entrant dans la cloche, Q_{cloche} le débit de renouvellement d'air de la cloche. Le flux J_{cloche} est calculé itérativement comme au § 3.1.1 par la méthode GMRES.

3.3.2.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS

La Figure 3.25 montre que le polluant est transporté par le débit d'air qui vient de l'extérieur vers la dalle où il se concentre à sa face supérieure. On voit bien que l'écoulement d'air « lave » le sol

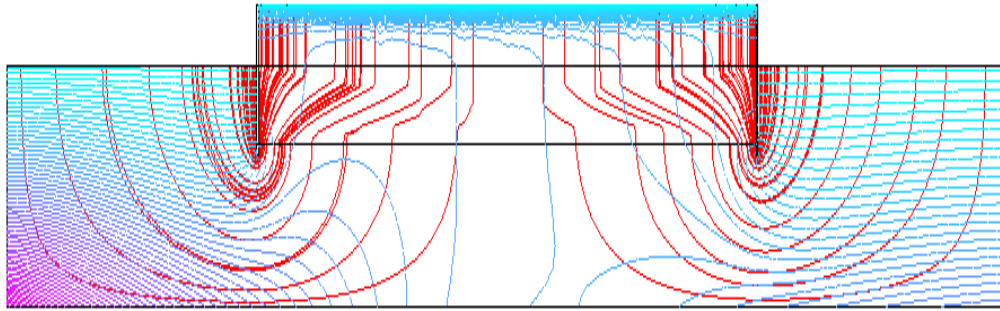


Figure 3.25 : champs de concentration pour une dépression de la cloche de 10.9 Pa

3.3.2.4 COMPARAISON DES MODELES SEMI-EMPIRIQUE ET NUMERIQUE AUX RESULTATS EXPERIMENTAUX

Le flux de vapeur entrant dans la cloche est évalué pour trois dépressions de la cloche : 5.9, 10.9 et 21.4 Pa. Pour le modèle semi empirique, la concentration de la source utilisée est la moyenne des concentrations aux points : 40 a, 40 c, 40 m, et GA1 de la Figure 3.23. Un modèle analytique estimant le débit d'air entrant dans structure est déjà développé dans le chapitre précédent (§ 2.4.1.1). Le flux de vapeur entrant dans le bâtiment est donné par l'équation 3.35. Deux simulations numériques sont effectuées selon la condition limite fixée à la source, soit une concentration moyenne (numérique 1) ou un profil de concentration (numérique 2). Les résultats sont répertoriés dans le tableau suivant :

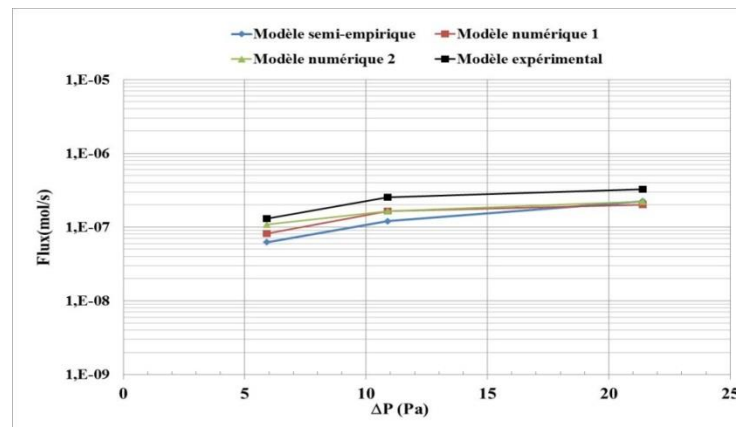


Figure 3.26: comparaison des flux semi-empirique, numérique et expérimental

La Figure 3.26 montre que les flux semi-empiriques, numériques et expérimentaux ont le même ordre de grandeur, ce qui est plutôt satisfaisant. Le flux numérique (2), est plus proche du flux expérimental. Ce flux numérique sous-estime en moyenne le flux expérimental de 27 %. Donc, le fait de fixer un profil de concentration à la source du polluant a mieux permis de s'approcher des mesures. Le flux numérique (1), le flux expérimental est sous-estimé en moyenne de 37 %. Le flux semi empirique sous-estime en moyenne le flux expérimental de 45 %. Ces écarts entre les modèles et les mesures s'expliquent d'une part par les incertitudes sur les différentes mesures et d'autre part par les hypothèses des modèles.

Par ailleurs, en considérant les résultats numérique (1) et semi-empirique, qui ont les mêmes hypothèses vis-à-vis de la condition limite de concentration qui est constante, l'écart relatif moyen entre ces deux calculs est de 8 %; ce qui est satisfaisant.

3.4 COMPARAISON DES MODELES DEVELOPPES AVEC LES MODELES DE JOHNSON ET ETTINGER ET LE MODELE VOLASOIL

On vient de développer des lois semi-empiriques d'estimation de flux de polluant dans les différentes typologies qui intègrent les deux modes de transfert. Comparons ces lois semi-empiriques avec les modèles existants dans la littérature, notamment les modèles de Johnson et Ettinger (§1.5.2.2) et Volasoil amélioré (§1.5.2.3). Cette comparaison permet d'avoir une idée sur les améliorations apportées par les lois semi-empiriques développées.

3.4.1 VIDE SANITAIRE : COMPARAISON AVEC LE MODELE VOLASOIL AMELIORE (1998)

La Figure 3.27 présente une comparaison entre le modèle semi-empirique développé et le modèle Volasoil amélioré pour un flux de polluant entrant dans un vide sanitaire J_{vs1} (Équation 1.54). Les paramètres d'entrée de simulation sont ceux du tableau 3.1

Pour des perméabilités du sol faibles, $k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$, les résultats obtenus avec les modèles semi-empirique et numérique sont cohérents avec les résultats du modèle Volasoil. Cela s'explique par fait que ce modèle est basé sur la solution analytique de l'équation convection-diffusion unidimensionnelle. Par contre, pour des perméabilités élevées $k_{sol} > 10^{-12} \text{ m}^2$, le modèle Volasoil s'écarte des modèles semi-empirique et numérique, et cet écart augmente avec la perméabilité du sol. Le modèle Volasoil surestime le flux d'entrée du polluant dans le bâtiment. Cette surestimation peut s'expliquer d'une part, par le fait de négliger l'effet 2-D et l'influence du débit d'air convectif sur le profil de concentration auprès des fondations. D'autre part, cette surestimation s'explique par la non prise en compte du flux de polluant vers l'atmosphère.

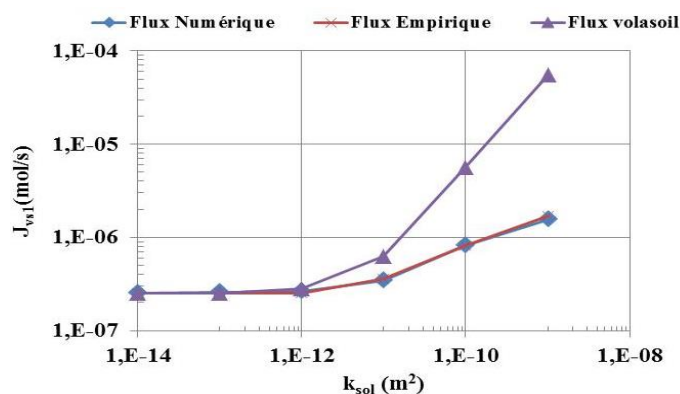


Figure 3.27 : Comparaison du modèle semi-empirique avec le modèle Volasoil.

3.4.2 DALLE PORTEE : COMPARAISON AVEC LE MODELE JOHNSON ET ETTINGER (1991)

Les paramètres d'entrée des simulations sont ceux du tableau 3.1. Johnson et Ettinger (J&E), dans leur modèle, proposent un coefficient d'atténuation pour les fondations perméables (Équation 1.52), par contre ils ne proposent aucune loi permettant d'estimer le débit d'air à travers ces fondations. Pour pouvoir faire la comparaison entre le modèle semi-empirique et le modèle J&E, nous avons supposé le

même débit d'air donné par l'équation 2.22, et nous l'avons introduit dans le modèle J&E (Équation 1.51).

La figure 3.28 montre que les deux flux semi-empirique et analytique (J&E) ont parfaitement le même comportement. Le modèle J&E capte bien la physique, cela s'explique par le fait que le coefficient d'atténuation du modèle J&E décrit un transport dominé par la diffusion ; par contre il surestime le flux, approximativement d'un ordre de grandeur. Cette surestimation peut être due aux raisons évoquées précédemment, d'une part le fait que le modèle J&E néglige l'effet 2 D et l'influence du débit d'air sur le profil de concentration, et d'autre part, dans ce modèle, tout le polluant venant du sol arrive au-dessous des fondations et aucun flux ne se dirige vers l'atmosphère.

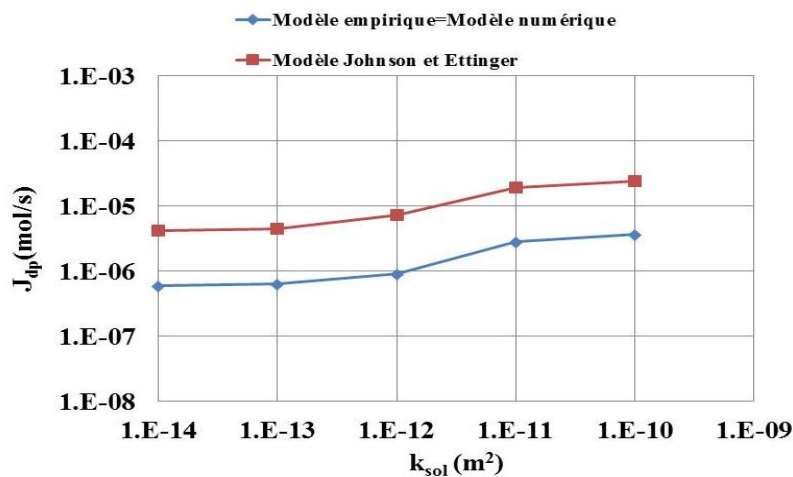


Figure 3.28 : Comparaison du modèle semi-empirique avec le modèle de Johnson et Ettinger pour une dalle portée

3.4.3 DALLAGE INDEPENDANT : COMPARAISON AVEC LE MODELE JOHNSON ET ETTINGER (1991)

Les paramètres d'entrée des simulations sont ceux du tableau 3.1. La figure 3.29 montre que le modèle J&E surestime le flux de polluant entrant dans le bâtiment.

- Pour $k_{sol} < 10^{-13} m^2$, pour les deux modèles le flux n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol, on a de la diffusion pure ; le modèle J&E capte la physique mais il surestime le flux d'un ordre de grandeur, comme constaté dans la configuration précédente.
- Pour $10^{-13} m^2 < k_{sol} < 10^{-11} m^2$, pour les deux modèles le flux augmente avec la perméabilité du sol, cependant la pente de la courbe est légèrement plus élevée pour le modèle semi-empirique. L'écart entre les flux diminue par rapport à la phase précédente.
- Pour $10^{-11} m^2 < k_{sol} < 10^{-10} m^2$, le deux flux ont le même comportement.
- Pour $k_{sol} > 10^{-10} m^2$, le flux donné par le modèle J&E n'évolue pas en fonction de la perméabilité du sol, le flux semi-empirique diminue avec la perméabilité du sol, cela est dû à l'impact de la convection. Le modèle J&E capte mal la physique en jeu et ne tient pas compte de la modification du profil de concentration par le débit d'air extérieur. L'écart entre les deux courbes augmente.

3.4.4 ANALYSE DES LOIS SEMI-EMPIRIQUES DEVELOPPEES

Les différentes confrontations des lois semi-empiriques avec les modèles Volasoil et J& E, ainsi qu'avec les expériences issues dans la littérature sont satisfaisantes. Ces différentes confrontations confirment bien la tendance générale trouvée dans la littérature (Proovost, 2010) du fait que les modèles actuels surestiment le flux de polluant entrant dans le bâtiment de plusieurs ordres de grandeur. Les lois développées par rapport aux modèles existants ont l'avantage de prendre en compte les transferts

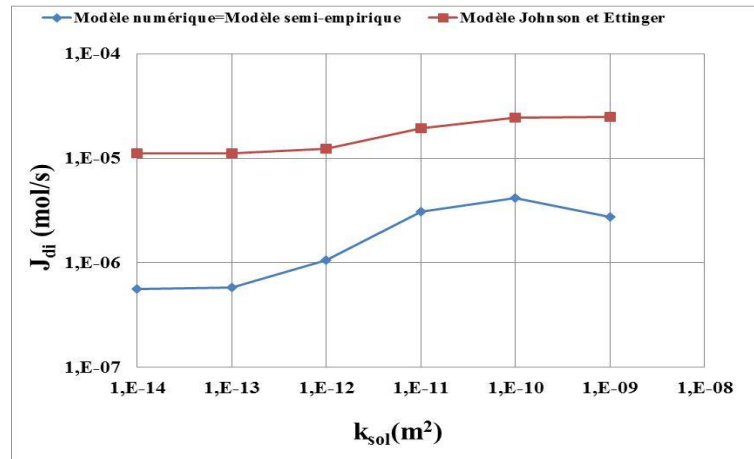


Figure 3.29 : Comparaison du modèle semi-empirique avec le modèle de Johnson et Ettinger pour un dallage indépendant

convectif, diffusif et bidimensionnel et le transfert de polluants vers l'atmosphère. Elles apportent aussi une discrimination claire d'estimation des flux d'entrée de polluants selon les différentes typologies de soubassement rencontrées. Elles tiennent compte du couplage fort des phénomènes de transfert et apportent une définition claire de la zone d'influence de la convection auprès des fondations.

Compte tenu de toutes ces améliorations apportées, ces modèles peuvent être utilisés pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol. Un autre avantage de ces modèles est qu'ils sont facilement utilisables sur une feuille Excel.

Il est important de noter que ces modèles sont développés suivant un concept donné et certaines hypothèses présentées au § 3.1. La prise en compte de ces hypothèses permet mieux d'analyser les résultats de ces modèles. La méthodologie de développement de ces modèles peut être adoptée pour tenir compte d'autres facteurs comme les sources de polluants latérales au bâtiment et les phénomènes de biodégradation.

3.5 APPLICATION DES MODELES : INTEGRATION DANS LE CODE DE VENTILATION

Comme dans le § 2.7, les modèles semi-empiriques estimant le flux de transfert de polluants du sol vers les bâtiments pour trois typologies ont été intégrés dans le code de ventilation décrit dans le chapitre précédent.

3.5.1 METHODE D'INTEGRATION

Pour considérer le flux de polluant venant du sol dans le code de ventilation, le flux entrant dans le bâtiment est considéré comme un terme source dans l'équation de conservation de la masse. Donc l'équation résolue est la suivante :

$$\frac{dm_i}{dt} = J + \sum_{j=0}^{N_z} \sum_{k=1}^{N_k(j,i)} (1 - \eta_{jik}) \times \dot{m}_{jik} \times \frac{C_j}{\rho_j} - \sum_{j=0}^n \sum_{k=1}^{N_k(i,j)} (\dot{m}_{ijk} + k_i) \times \frac{C_i}{\rho_i} \quad (3.52)$$

Où le flux J de l'équation 3.52 est le terme source donné par les flux J_{vs1} , J_{vs2} pour un vide sanitaire, J_{dp} pour une dalle portée et J_{di} pour un dallage indépendant.

3.5.2 ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE

Le bâtiment simulé est celui présenté au § 2.7 avec les mes caractéristiques et hypothèses. La source du polluant de $5 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$ est située à 5 m au-dessous des fondations. Les coefficients de diffusion du sol et de la dalle sont respectivement 10^{-6} et $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$. Les perméabilités du sol et de la dalle sont respectivement de 10^{-11} et 10^{-13} m^2 . Les simulations ont été effectuées pour la saison de chauffe, du 1^{er} octobre au 20 mai. La météo est celle de Trappes. Le pas de temps des simulations est de 1 h.

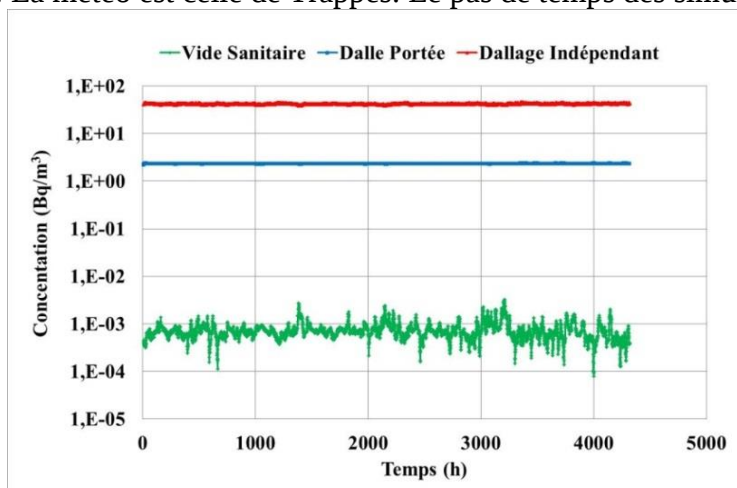


Figure 3.30 : Évolution de la concentration intérieure en fonction des typologies

La figure 3.30 montre comme dans l'étude précédente (Figure 2.42) que la concentration est plus élevée pour un dallage indépendant, à cause de la présence de la fissure périphérique. On a le même ordre d'évolution des concentrations vis à vis des différentes typologies par rapport à l'étude précédente. La concentration dans le bâtiment avec un vide sanitaire reste négligeable par rapport à la concentration intérieure pour les autres typologies de soubassement. Cette illustration montre bien la force des modèles développés qui peuvent être intégrés aisément dans n'importe code de simulation thermo-aéraulique des bâtiments afin d'évaluer la qualité de l'air intérieur.

3.6 CONCLUSION

Ce chapitre a permis d'appréhender le comportement des polluants auprès des fondations. Il s'est dégagé que pour toutes les typologies de soubassement (dalle portée, dallage indépendant, vide sanitaire), le phénomène de diffusion est prépondérant. Cependant la convection a une influence non négligeable sur le transfert global, notamment en fonction de la perméabilité du sol. Cette compréhension des phénomènes a permis d'établir une méthodologie permettant d'établir des lois semi-empiriques de flux de polluant entrant dans différents typologies de soubassement. Une méthode de prise en compte des typologies particulières comprenant des murs enterrées et un lit de gravier sous le plancher bas est proposée. Ces lois peuvent aussi prendre en compte l'hétérogénéité par couche du sol.

La comparaison des modèles semi-empiriques développés avec les modèles existants a permis de faire ressortir les améliorations apportées, notamment par la prise en compte de l'effet 2 D, le couplage fort de la convection et de la diffusion auprès des fondations et l'éventuel transfert du polluant vers l'atmosphère. Généralement, la non prise en compte de ces différents facteurs surestiment le flux d'entrée du polluant dans le bâtiment.

Cette comparaison a fait également ressortir la tendance générale des modèles actuels à surestimer l'entrée du flux de polluant de plusieurs ordres de grandeurs dans le bâtiment et ainsi surestimer l'évaluation des risques sanitaires.

La confrontation expérimentale a été satisfaisante, les modèles développés peuvent prédire le même ordre de grandeur que la réalité constatée expérimentalement.

Vu les améliorations apportées par les lois semi-empiriques développées, elles peuvent être utilisées pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol et la gestion des sols pollués.

Une première application des modèles a été effectuée par leur intégration dans un code de simulation thermo-aéraulique multizone. Cette intégration s'est faite simplement en supposant le flux de polluant venant du sol comme un terme source dans l'équation de la conservation de la masse du polluant. Cette intégration a montré que, comparativement à une dalle portée, le dallage indépendant favorise l'entrée des polluants dans les bâtiments à cause de la présence de la fissure périphérique. La présence d'un vide sanitaire limite significativement l'entrée des polluants gazeux du sol dans le bâtiment car celui-ci constitue une zone de dilution efficace.

Cette illustration montre la robustesse des modèles semi-empiriques développés qui peuvent être intégrés dans un code de ventilation pour évaluer la qualité de l'air intérieur liée à ces pollutions gazeuses.

Dans le chapitre ci-après, nous nous intéresserons aux solutions de remédiation, nous présenterons un modèle de dimensionnement d'un système de dépressurisation du sol naturel pour bloquer le transfert des polluants gazeux du sol dans les bâtiments.

4 DEVELOPPEMENT D'UN MODELE DE DIMENSIONNEMENT D'UN SDS NATUREL

Les systèmes de dépressurisation du sol (SDS) ont été développés pour réduire les risques liés aux transferts de polluants issus du sol. À notre connaissance, à ce jour il n'existe pas de modèle de dimensionnement des systèmes de dépressurisation du sol (SDS). La pratique a montré que parfois les SDS installés sont sous-dimensionnés et par conséquent ne parviennent pas à réduire efficacement la concentration des gaz du sol dans les bâtiments ; parfois les systèmes sont surdimensionnés, dans ce cas ils augmentent la consommation énergétique (dans le cas d'un extracteur mécanique) (Reddy et al, 1988). Pour éviter les mauvaises pratiques qui nuisent à l'efficacité de ces systèmes, il ressort une nécessité du développement d'un outil de dimensionnement pour les professionnels et les bureaux d'études. Ce chapitre se décline en quatre parties. Premièrement, les travaux expérimentaux déjà effectués pour caractériser la performance d'un SDS Naturel dans l'étude d'Abdelouhab (Abdelouhab, 2011) sont présentés. Deuxièmement, le développement du modèle aéraulique de dimensionnement des SDS est réalisé. Troisièmement, les modèles aérauliques de dimensionnement développés sont validés avec les expériences effectuées dans l'étude d'Abdelouhab. Enfin, l'impact des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS est étudié.

4.1 PRESENTATION DES EXPERIENCES EFFECTUEES DANS LA MAISON EXPERIMENTALE MARIA

4.1.1 MESURES EXPERIMENTALES EFFECTUEES DANS MARIA

Le CSTB dispose d'une maison expérimentale MARIA (Maison Automatisée pour des Recherches Innovantes sur l'Air Intérieur) dans laquelle les expérimentations ont été conduites afin d'analyser la faisabilité de la mise en dépression du soubassement par extraction naturelle. Pour cela, un SDS a été mis en place. Des expériences ont été effectuées pour caractériser la performance aéraulique d'un Système de Dépressurisation du Sol (SDS) naturel. À cette fin, plusieurs mesures ont été effectuées (Abdelouhab, 2011), à savoir : la vitesse et la température à l'entrée du conduit de dépressurisation, la température intérieure du bâtiment, la vitesse du vent et la température extérieure. Les principales mesures réalisées sont résumées dans le schéma suivant :

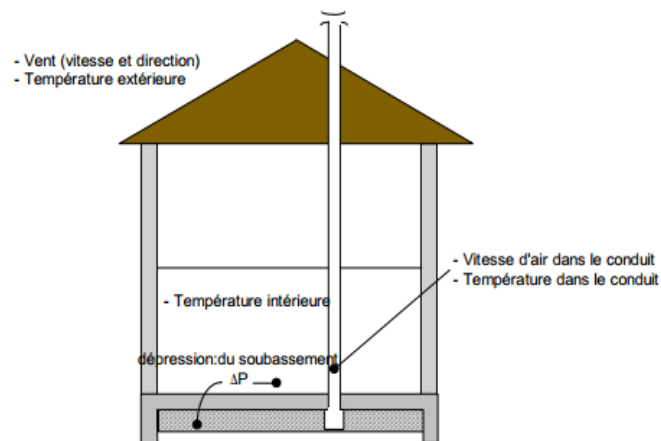


Figure 4.1 : Paramètres mesurés (source : Abdelouhab, 2011)

4.1.2 PRINCIPAUX RESULTATS EXPERIMENTAUX

Au cours du suivi annuel du fonctionnement du SDS naturel, deux types d'extracteurs ont été utilisés : un extracteur classique dit « cape à l'italienne » et un extracteur « stato-mécanique » à fonctionnement statique.



Figure 4.2 : Photos des extracteurs utilisés lors du suivi annuel : cape à l'italienne (à gauche) et extracteur stato-mécanique (à droite)

L'intérêt de ce deuxième type d'extracteur est d'accentuer l'impact bénéfique du vent sur l'extraction d'air. Pendant les huit premiers mois, de juillet 2007 à février 2008, la « cape à l'italienne » a été utilisée et pendant les trois mois suivants, de février 2008 à avril 2008, c'est l'extracteur « stato-mécanique » en fonctionnement statique qui a été utilisé. L'expérience avait pour but de préciser le pourcentage du temps de fonctionnement du système et d'étudier l'effet de la vitesse du vent et de la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment (tirage thermique). Les principaux résultats de cette étude ont été présentés dans la partie bibliographique (Figure 1.21, Figure 1.23 et 1.25).

4.1.3 CARACTERISATION DE LA PERMEABILITE DU PLANCHER BAS DE LA MAISON MARIA

Quand le SDS est en fonctionnement, l'air entrant dans le conduit de dépressurisation vient soit de l'intérieur du bâtiment, soit de l'extérieur du bâtiment. L'air venant de l'intérieur du bâtiment dépend de la perméabilité du plancher bas. La connaissance de cette perméabilité est essentielle car elle sera un paramètre d'entrée du modèle de dimensionnement qui sera développé ci-dessous, et servira aussi pour la validation expérimentale. Une deuxième expérimentation a été réalisée par Abdelouhab (2011) pour caractériser la perméabilité à l'air de la dalle du plancher bas de MARIA.

L'expérience a été faite suivant deux étapes : premièrement, un gaz traceur a été injecté dans le soubassement jusqu'à l'obtention de l'équilibre du gaz. Deuxièmement, le volume habité a été mis en dépression par un ventilateur centrifuge, ce qui a engendré un flux d'air entre le sol et le bâtiment. La mesure de la décroissance du gaz traceur a permis de quantifier le flux d'air traversant la dalle. Ainsi, la perméabilité de la dalle a pu être calculée. La valeur de la perméabilité trouvée est de $1.69 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$, ce qui correspond à la perméabilité d'une dalle très fissurée donc de mauvaise qualité.

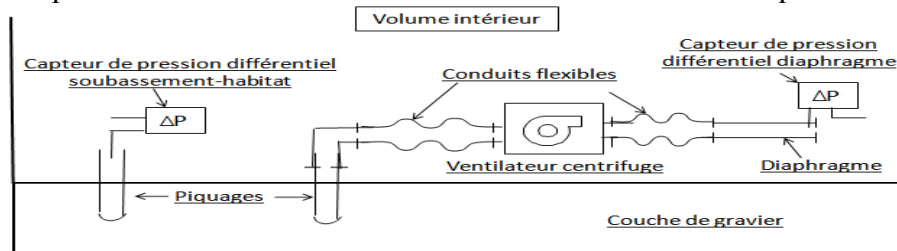


Figure 4.3 : Schéma du dispositif expérimental de mesure de la perméabilité du soubassement (Abdelouhab, 2011)

4.1.4 CARACTERISATION DE LA PERMEABILITE DU SOL AVOISINANT MARIA

Sur la base des expérimentations effectuées par Abdelouhab, il s'est avéré qu'il manquait la caractérisation de la perméabilité du sol de MARIA avant de réaliser par la suite la confrontation expérimentale avec les modèles qui seront développés.

En addition aux mesures effectuées dans l'étude d'Abdelouhab (2011), nous avons ainsi réalisé dans cette étude des expériences complémentaires pour caractériser la perméabilité du sol avoisinant MARIA (IRSN, 2012). Cette expérimentation a été effectuée en collaboration avec l'IRSN (Institut de Radioprotection et de la Sécurité Nucléaire).

La perméabilité a été mesurée par un perméamètre de marque RADON-JOK (Figure 4.4). Cet appareil est portable, robuste et simple d'utilisation. Il permet de mesurer in situ la perméabilité effective des sols aux gaz à l'aide d'une aspiration. Le gaz du sol est pompé à pression constante, grâce à des poids, à travers une canne de prélèvement enfoncée dans le sol et reliée à un soufflet de deux litres préalablement vide de son air.

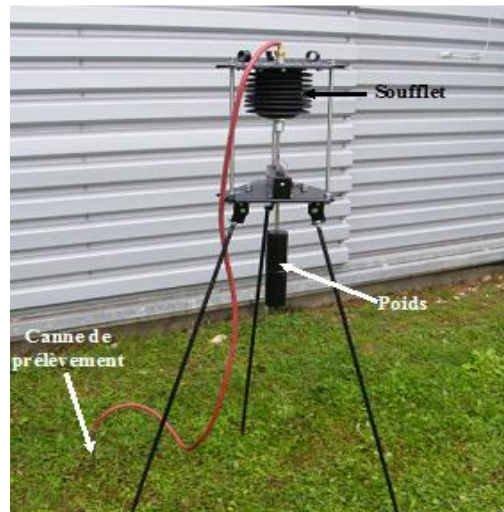


Figure 4.4 : Appareil de mesure Radon-Jok

Considérant un sol homogène, la perméabilité du sol au gaz est calculée sur la base de la loi de Darcy. Elle est donc déterminée à partir du débit d'extraction de l'air à travers la canne de prélèvement et donc du temps nécessaire pour remplir le soufflet. Les différentes mesures ont été réalisées le 24 octobre 2012 par temps humide, sans pluie depuis trois jours et avec une température de 12 °C. Les résultats des mesures sont répertoriés dans le tableau 4.1. Les différents points de mesures sont présentés dans le schéma suivant :



Figure 4.5 : Les différents points de mesures

Point de mesure	Perméabilité (m ²)	Incertitude à k=2 (m ²)
P1	$1,95.10^{-11}$	$7,45.10^{-12}$
P2	$1,38.10^{-13}$	$2,03.10^{-14}$
P3	$6,38.10^{-12}$	$1,20.10^{-12}$
P4	$1,39.10^{-11}$	$4,07.10^{-12}$
P5	$2,36.10^{-12}$	$3,62.10^{-13}$
P6	$1,59.10^{-11}$	$5,15.10^{-12}$
P7	$5,71.10^{-13}$	$8,44.10^{-14}$
P8	$2,80.10^{-11}$	$1,49.10^{-11}$
P9	$2,93.10^{-12}$	$4,59.10^{-13}$
P12	$2,61.10^{-13}$	$3,86.10^{-14}$
P13	$< 10^{-16} *$	
P14	$< 10^{-16} *$	
P10 **	$1,73.10^{-14}$	$2,54.10^{-15}$
P11 **	$2,61.10^{-12}$	$4,03.10^{-13}$

* estimation d'une valeur majorante

** fourni à titre indicatif car supposé non représentatif du sol naturel

Tableau 4.1 : Resultats des mesures de permeabilité effective du sol aux gaz autour de la maison MARIA

Le sol compacté et la terre végétale se révèlent relativement perméables aux gaz (Figure 4.5); Le sol compacté présente des valeurs homogènes comprises entre 10^{-11} et 10^{-12} m² tandis que la terre végétale apparait un peu plus hétérogène avec des valeurs comprises entre 10^{-11} et 10^{-13} m². Les incertitudes sur ses mesures sont données avec un facteur d'élargissement k=2 (Tableau 4.1).

La détermination de la perméabilité du sol naturel s'est avérée complexe. Initialement prévue le long de la route, la stratégie d'échantillonnage a dû être modifiée car la présence de canalisations imposait de réaliser les mesures à proximité trop immédiate de la route. Une mesure a toutefois été réalisée au point P10. Le résultat, de l'ordre de 10^{-14} m² est fourni à titre indicatif car ce point, très vraisemblablement sous l'influence du terrassement qui a eu lieu lors de la construction de la route, n'est probablement pas représentatif du sol naturel.

Les mesures des points P11 à P14 ont été remaniées dans le prolongement de l'entre talus de la façade ouest de la maison. Il s'agit de l'unique zone identifiée sans réseau de canalisation à proximité de la maison et qui pourrait ne pas avoir fait l'objet de remaniement. Le point P11 a été réalisé à proximité des arbres tandis que les points suivants ont été réalisés en s'écartant de la direction de la maison. Le point P11 représente la valeur la plus élevée, de l'ordre de 10^{-12} m². Il a été toute fois constaté lors de l'enfoncement de la canne de prélèvement dans le sol que ce point est vraisemblablement sous l'influence du réseau racinaire des arbres contigus. Comme pour le point P10, ce résultat de mesures est fourni à titre indicatif car il n'est probablement pas représentatif du sol naturel.

Le point P12 représente quant à lui une perméabilité de l'ordre de 10^{-13} m². Situé à quelques dizaines de centimètres de ce point avec un prélèvement à la même profondeur, le point P13 n'a pu être quantifié car la nature du sol rencontré n'est pas compatible avec la plage de fonctionnement optimale du système mis en œuvre. Il est toutefois possible d'en estimer une valeur majorante (éventuellement de plusieurs ordres de grandeurs). Cette valeur est égale à 10^{-16} m² et démontre que le sol se révèle particulièrement imperméable à ce point. Comme pour le point P13, il a été constaté lors de l'enfoncement de la canne de prélèvement au point P14, un changement de la nature du sol sur les dix derniers centimètres induisant

de la même façon un remplissage très lent du soufflet de l'appareil. Bien que non quantifiable, une estimation identique à celle du point P13 a été déterminé en ce point.

Par conséquent, sous condition que la zone des points P12 à P14 n'ait pas été remanié et qu'il s'agisse bien du sol naturel, une hétérogénéité des valeurs de perméabilité effective du sol aux gaz est observée. Il est toutefois vraisemblable qu'une majeure partie de la zone présente des valeurs inférieures à 10^{-16} m^2 .

En somme, les mesures ont permis de quantifier deux natures de sol (sol compacté et terre végétale) avec des valeurs comprises entre 10^{-11} et 10^{-13} m^2 . La détermination de la perméabilité du sol naturel repose quant à elle sur une mesure et deux estimations. Ces mesures seront exploitées ci-dessous pour la validation expérimentale des modèles développés.

4.2 MODELISATION DES COMPOSANTS D'UN SDS

Un SDS est composé de trois principaux éléments : un lit de gravier sous le plancher bas connecté au conduit de dépressurisation par l'intermédiaire d'un puisard, le conduit de dépressurisation et l'extracteur (actif ou passif).

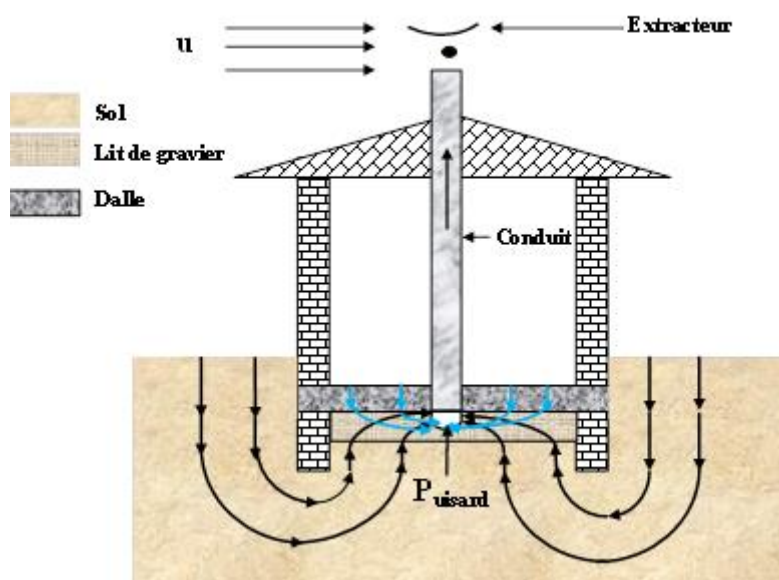


Figure 4.6 : Composants d'un SDS

Dans cette partie, on cherche à quantifier les débits d'air entrant dans le SDS pour deux typologies de soubassement : dalle portée et dallage indépendant. Dans le cas d'un vide sanitaire ou d'une cave en terre battue, la ventilation naturelle est préconisée, et on n'installe pas en général de SDS.

4.2.1 DALLE PORTEE : DEBIT D'AIR ENTRANT DANS LE SDS

Estimons le débit d'air venant de l'interface sol /bâtiment et entrant dans le SDS. L'air entrant dans le conduit de dépressurisation a deux principales origines : soit il vient de l'intérieur du bâtiment, soit il vient du sol.

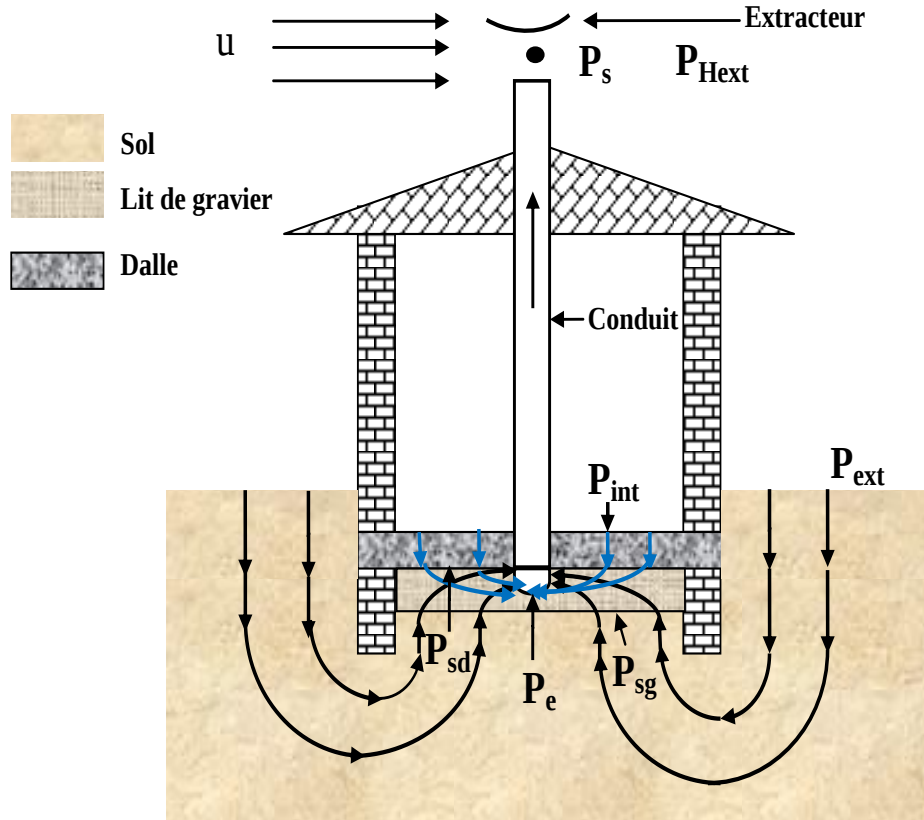


Figure 4.7 : SDS avec une dalle portée

$$Q_{sds} = Q_{sol} + Q_{int} \quad (4.1)$$

Estimons analytiquement le débit venant du sol Q_{sol} et celui venant de l'intérieur du bâtiment Q_{int} .

Estimation du débit venant de l'intérieur Q_{int} : L'air venant de l'intérieur du bâtiment traverse la dalle du plancher bas avant d'entrer dans le conduit de dépressurisation. On suppose alors que la résistance à l'écoulement d'air de la dalle R_{dalle} et la résistance du gravier R_{grav} allant de l'interface lit de gravier/dalle jusqu'à l'entrée du conduit de dépressurisation sont en série. Soit P_{sd} la pression à l'interface entre le lit de gravier et la dalle. La chute de pression entre l'intérieur du bâtiment et l'entrée du conduit de dépressurisation peut s'écrire comme la somme de la chute de pression dans la dalle ($P_{int}-P_{sd}$) et la chute de pression dans le lit de gravier ($P_{sd}-P_e$) :

$$P_{int} - P_e = (P_{int} - P_{sd}) + (P_{sd} - P_e) \quad (4.2)$$

Estimation de $(P_{int}-P_{sd})$: la chute de pression dans la dalle peut s'écrire :

$$(P_{int} - P_{sd}) = R_{dalle} \times Q_{int} \quad (4.3)$$

La résistance R_{dalle} peut s'écrire :

$$R_{dalle} = \frac{e_{dalle} \times \mu}{k_{dalle} \times S_{dalle}} \quad (4.4)$$

Estimation de (P_{sd}-P_e) : Sur la base de l'équation A.8 de l'annexe A. La chute de pression entre l'interface dalle/lit de gravier et l'entrée du SDS s'écrit :

$$P_{sd} - P_e = R_{g3} c A_h^{-1} Q_{int}^2 + R_{g3} Q_{int} \quad (4.5)$$

Le puisard à l'entrée du conduit de dépressurisation est considéré comme un hémisphère. La résistance R_{g3} est donnée par l'équation A.11. A_h est la section de l'hémisphère. En remplaçant les différentes chutes de pression données par l'équation 4.3 et 4.5 dans l'équation 4.2. Il vient :

$$\left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) Q_{int}^2 + (R_{g3} + R_{dalle}) Q_{int} - (P_{int} - P_e) = 0 \quad (4.6)$$

Finalement le débit d'air venant de l'intérieur du bâtiment et entrant dans le conduit est donné par le discriminant positif de l'équation quadratique (4.6) :

$$Q_{int} = \left[- (R_{g3} + R_{dalle}) + \sqrt{(R_{g3} + R_{dalle})^2 + 4 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) (P_{int} - P_e)} \right] \left[2 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) \right]^{-1} \quad (4.7)$$

Estimation du débit venant de l'extérieur Q_{sol} : on suppose que la chute de pression entre la surface du sol à l'extérieur P_{ext} et la pression à l'entrée du conduit P_e est :

$$P_{ext} - P_e = (P_{ext} - P_{sg}) + (P_{sg} - P_e) \quad (4.8)$$

Où P_{sg} est la pression à l'interface sol/lit de gravier.

Expression de P_{ext}-P_{sg} : la chute de pression entre l'extérieur et l'interface entre le lit de gravier et le sol P_{ext}-P_{sg} peut s'écrire :

$$(P_{ext} - P_g) = R_{sol} \times Q_{sol} \quad (4.9)$$

Où R_{sol} est la résistance à l'écoulement d'air du sol. Sur la base de l'équation 2.18 donnant le débit d'air entrant dans sol nu, la résistance R_{sol} peut s'écrire :

$$R_{sol} = \left[\frac{k_{sol} L_{bât}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2 L_{mf}} \right) \left(\frac{L_{sol} + e_m}{2} \right)}{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2 L_{mf}} \right) \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \right]^{-1} \quad (4.10)$$

Expression de P_{sg}-P_e : La chute de pression entre l'interface sol/lit de gravier et l'entrée du SDS s'écrit sur la base de l'équation A.9 :

$$P_{sg} - P_e = R_{g1} c A_{cond}^{-1} Q^2 + R_{g1} Q \quad (4.11)$$

En remplaçant P_{ext}-P_{sg}, P_{sg}-P_e dans l'équation 4.8, il vient :

$$\frac{R_{1c}}{A_{cond}} Q_{sol}^2 + (R_{sol} + R_{g1}) Q_{sol} - (P_{ext} - P_e) = 0 \quad (4.12)$$

Le débit d'air venant du sol et entrant dans le SDS est donné par le discriminant positif de l'équation 4.12 :

$$Q_{sol} = \left(- (R_{sol} + R_{g1}) + \sqrt{(R_{sol} + R_{g1})^2 + 4 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} (P_{ext} - P_e)} \right) \left(2 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} \right)^{-1} \quad (4.13)$$

En additionnant les débits d'air venant de l'intérieur du bâtiment (Équation 4.7) et le débit d'air venant du sol (l'équation 4.13), le débit total entrant dans le conduit de dépressurisation est donné par:

$$Q_{sds} = \left(- (R_{sol} + R_{g1}) + \sqrt{(R_{sol} + R_{g1})^2 + 4 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} (P_{ext} - P_e)} \right) \left(2 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} \right)^{-1} + \left[- (R_{g3} + R_{dalle}) + \sqrt{(R_{g3} + R_{dalle})^2 + 4 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) (P_{int} - P_e)} \right] \left[2 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) \right]^{-1} \quad (4.14)$$

4.2.2 DALLAGE INDEPENDANT : DEBIT D'AIR ENTRANT DANS LE SDS

Pour estimer le débit d'air entrant dans le SDS pour un dallage indépendant, on utilise la même approche que celle proposée pour une dalle portée.

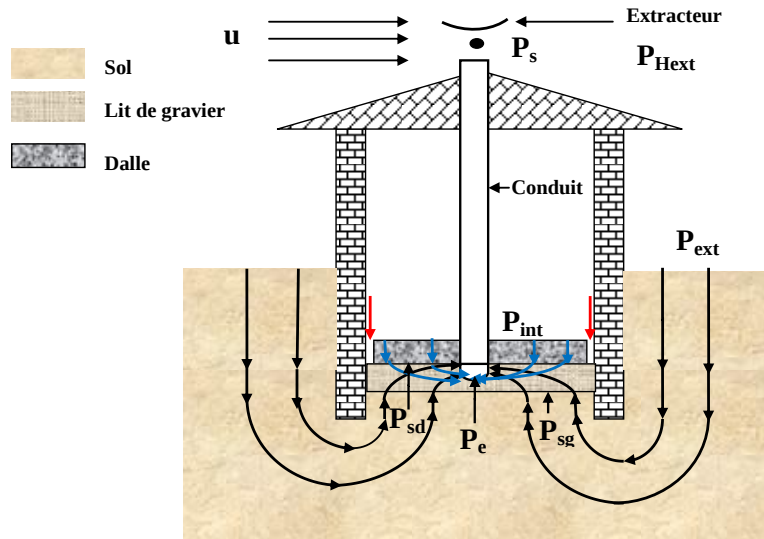


Figure 4.8 : SDS avec un dallage indépendant

Estimation du débit d'air venant de l'intérieur du bâtiment Q_{int} : on suppose que la résistance à l'écoulement de l'air traversant la dalle est en parallèle avec celle de la fissure périphérique. Ces deux résistances sont en série avec la résistance du lit de gravier allant des interfaces lit de gravier/ fissure, lit de gravier/dalle jusqu'à l'entrée du SDS

Pour obtenir le débit d'air entrant dans le SDS pour cette typologie, il suffit de remplacer dans l'équation 4.14, la résistance de la dalle par la résistance totale de la fissure périphérique et de la dalle qui sont supposées en parallèles. Cette résistance totale peut s'écrire :

$$R_T = \left[(R_{fiss})^{-1} + (R_{dalle})^{-1} \right]^{-1} \quad (4.15)$$

La résistance de la fissure R_{fiss} est donnée par l'équation 2.26. La résistance de la dalle peut s'écrire :

$$R_{dalle} = \frac{\mu}{k_{dalle}} \frac{e_{dalle}}{A_f} \quad (4.16)$$

A_f est la surface du plancher bas, e_{dalle} l'épaisseur de la dalle. Finalement, le débit total entrant dans le conduit de dépressurisation est :

$$Q_{sds} = \left(- (R_{sol} + R_{g1}) + \sqrt{(R_{sol} + R_{g1})^2 + 4 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} (P_{ext} - P_e)} \right) \left(2 \frac{R_{g1} c}{A_{cond}} \right)^{-1} \quad (4.17)$$

$$+ \left[- (R_{g3} + R_T) + \sqrt{(R_{g3} + R_T)^2 + 4 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) (P_{int} - P_e)} \right] \left[2 \left(\frac{R_{g3} c}{A_h} \right) \right]^{-1}$$

4.3 MODELISATION DU CONDUIT

4.3.1 PERTES DE CHARGES REGULIERES

Les pertes de charge régulières dans le conduit de dépressurisation peuvent être modélisées par :

$$\Delta p_{frot} = \lambda \frac{L}{D_H} \times \left(\frac{1}{2} \rho V^2 \right) \quad (4.18)$$

$D_H = 4A_{cond}/P$ est le diamètre hydraulique de la section A_{cond} de la conduite considérée, P le périmètre du conduit et V la vitesse de l'air. Pour une valeur du rapport L/D_H , le coefficient de perte de charge linéique λ dépend de la nature du conduit, du nombre de Reynolds (du régime de l'écoulement) et de la rugosité relative des parois $\bar{\varepsilon} = \varepsilon_r / D_H$ (où ε_r est la hauteur moyenne des aspérités de rugosité).

Pour les conduits rugueux, parmi les formulations pour le calcul du coefficient λ (Colebrook, Nikuradse, Prandtl-Nikuradse), on peut retenir la relation simple de Prandtl-Nikuradse (I.E IDEL'CIK, 1969) :

$$\lambda = \frac{1}{\left(2 \times \log \left(\frac{3,7}{\bar{\varepsilon}} \right) \right)^2} \quad (4.19)$$

En revanche, pour les conduits lisses, la loi de Blasius peut être utilisée :

$$\lambda = \frac{0,3164}{Re^{0,25}} \quad (4.20)$$

4.3.2 PERTES DE CHARGES SINGULIERES

La perte de charge produite par une singularité est donnée par l'expression :

$$\Delta p_{\text{sing}} = \zeta \times \left(\frac{1}{2} \rho V^2 \right) \quad (4.21)$$

Où ζ est le coefficient de perte de charge singulière dépendant du nombre de Reynolds et du type de singularité considéré. Dans le cas d'une installation constituée par une suite de conduits et de singularités placées en série, le principe de superposition permet de déterminer la perte de charge totale :

$$P_e - P_s = \Delta p_{\text{frot}} + \Delta p_{\text{sing}} = \left(\lambda \frac{L}{D_H} + \sum_i \zeta_i \right) \times \frac{1}{2} \rho \left(\frac{Q_{\text{sds}}}{A} \right)^2 \quad (4.22)$$

Les pertes de charge singulières (ζ) sont déterminées suivant le type de singularité et à l'aide de formulations contenues dans le catalogue I.E IDEL'CIK (I.E IDEL'CIK, 1969).

4.4 MODELISATION DE L'EXTRACTEUR

Dans ce paragraphe on présente la modélisation des deux types d'extracteur : l'extracteur statique passif et l'extracteur mécanique actif.

4.4.1 MODELISATION DE L'EXTRACTEUR PASSIF

La différence de pression entre la sortie du conduit P_s de dépressurisation où l'extracteur est connecté et la sortie de l'extracteur passif P_{Hext} peut être exprimée simplement par (Figure 4.9) :

$$\Delta P_{\text{ext}} = P_s - P_{\text{Hext}} = \frac{1}{2} \rho C_{p,\text{ext}} U^2 \quad (4.23)$$

$C_{p,\text{ext}}$ est le coefficient de succion ou de dépression de l'extracteur. Ce coefficient de dépression est négatif. La dépression générée par l'extracteur à la sortie du conduit est d'autant plus importante que le coefficient de dépression est grand (en valeur absolue) et la vitesse du vent élevée. Les coefficients de dépression de plusieurs types d'extracteurs sont rapportés dans l'étude de Mounajed (Mounajed, 1989), ils varient de -0.41 à -0.92. L'équation 4.23 sera utilisée par la suite pour modéliser les extracteurs passifs installés dans la maison expérimentale MARIA.

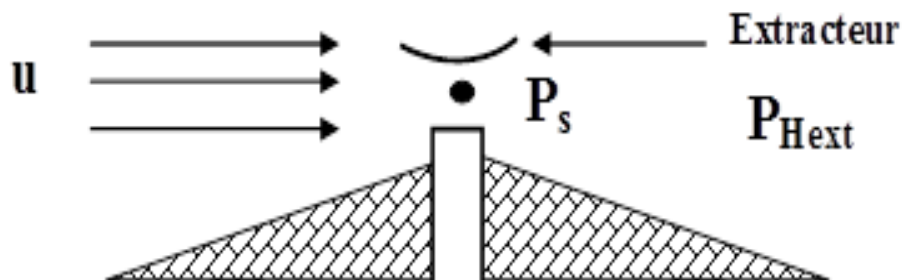


Figure 4.9 : Pressions au niveau de l'extracteur

4.4.2 MODELISATION DE L'EXTRACTEUR ACTIF

La dépression engendrée par un extracteur mécanique peut être exprimée par une loi quadratique (Mounajed, 1989) :

$$\Delta P_{\text{ext}} = \frac{\rho}{\rho_0} (P_x + C_x Q_{\text{sds}}^2) \quad (4.24)$$

Où P_x et C_x sont des coefficients issus de la caractéristique globale de l'extracteur utilisé. ρ_0 et ρ sont respectivement la masse volumique de référence de l'air à 20° C et la masse volumique réelle. Cette dépression peut aussi être obtenue par régression polynomiale à partir de la courbe caractéristique du ventilateur utilisé (Koffi, 2009). Ce type d'extracteur n'est pas utilisé dans cette étude, ce modèle d'extracteur est présenté juste pour montrer que le modèle de SDS développé peut être adapté à ce type d'extracteur.

4.5 MODELISATION DU TIRAGE THERMIQUE DANS LE CONDUIT

La dépression engendrée par le tirage naturel est proportionnelle à la hauteur du conduit et à la différence de masse volumique entre l'entrée et la sortie du conduit :

$$\Delta P_{\text{th}} = (\rho_e - \rho_s) g H_{\text{cond}} \quad (4.25)$$

Où ρ_e est la masse volumique de l'air à l'entrée du conduit, ρ_s la masse volumique de l'air à la sortie du conduit et H_{cond} , la hauteur du conduit.

À la suite on cherche à déterminer les masses volumiques ρ_e et ρ_s . Ces deux masses volumiques dépendent des températures à l'entrée T_e et à la sortie T_s du conduit. On suppose que la température à l'entrée T_e du conduit est connue. Donc, la masse volumique à l'entrée du conduit peut s'écrire :

$$\rho_e = \rho_0 T_0 / T_e \quad (4.26)$$

Avec $\rho_0 = 1.293 \text{ kg/m}^3$ (masse volumique de l'air à 0°C) et $T_0 = 273^\circ\text{K}$. De même, la masse volumique de l'air à la sortie peut s'écrire :

$$\rho_s = \rho_0 T_0 / T_s \quad (4.27)$$

La température T_s à la sortie est inconnue et ainsi on cherche à la déterminer. Cette température en fonction de la hauteur h peut être estimée par la relation suivante issue d'un bilan enthalpie dans le conduit :

$$T(h) = T_{\text{int}} + (T_e - T_{\text{int}}) \exp(-\omega \alpha_m h) \quad (4.28)$$

Avec :

$$\omega = \frac{\pi D}{\rho_e Q_{\text{sds}} c_p} \quad (4.29)$$

c_p est la chaleur spécifique de l'air dans le conduit, le débit Q_{sds} est donné par l'équation 4.14. La température T_e à l'entrée du conduit de dépressurisation et la température intérieure T_{int} du bâtiment ont été mesurées dans l'étude de Abdelouhab (Abdelouhab, 2011). Dans l'équation 4.26, le coefficient global d'échange superficiel α_m dans le conduit de dépressurisation peut être estimé en considérant trois résistances parallèles : la résistance interne de convection, la résistance externe de convection et la résistance de conduction de la paroi du conduit. (Figure 4.10) :

$$\frac{1}{\alpha_m S_{int}} = \frac{1}{S_{int} h_{int}} + \frac{\ln(r_{int}/r_{ext})}{2\pi\lambda H_{cond}} + \frac{1}{h_{ext} S_{ext}} \quad (4.30)$$

Où S_{int} est la surface intérieure et S_{ext} est la surface extérieure, h_{int} et h_{ext} sont les coefficients d'échanges interne et externe du conduit de dépressurisation.

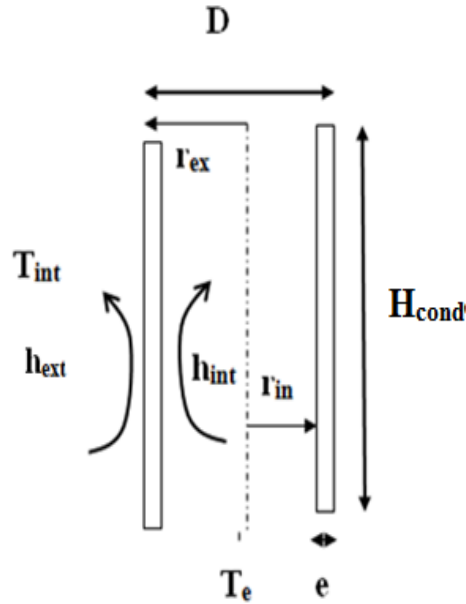


Figure 4.10 : Évolution de la température dans le conduit de dépressurisation

On cherche à présent à déterminer ces coefficients d'échanges interne h_{int} et externe h_{ext} .

Coefficient d'échange h_{int} : Pour trouver le coefficient d'échange interne, la loi établie par Elenbaas (Elenbaas, 1942) pour la convection naturelle interne dans une conduite ouverte verticale est utilisée :

$$h_{int} = \frac{\lambda}{r_h} \left[\frac{Ra_{r_h}^+}{A} \left[1 - \exp \left(-A \left(\frac{1}{2Ra_{r_h}^+} \right)^{3/4} \right) \right] \right] \quad (4.31)$$

Avec :

$$A = 16 \quad Ra_{r_h}^+ = Ra \frac{r_h}{H_{cond}} \quad Ra = \frac{g\beta_t(T_e - T_{int})r_h^3}{\alpha_t \nu} \quad r_h = \frac{D_h}{2} \quad (4.32)$$

Coefficients d'échange h_{ext} : Pour déterminer le coefficient d'échange externe, on utilise aussi la loi établie par Elenbaas (Elenbaas, 1942) concernant la convection naturelle autour d'un cylindre vertical. Pour un régime laminaire, si $D/H_{cond} \geq 35Gr_L^{-1/4}$ le coefficient d'échange externe s'écrit :

(4.33)

$$h_{\text{ext}} = \frac{\lambda}{D} 0.39 \text{Ra}_D^{1/4}$$

Pour un régime turbulent, si $D/H_{\text{cond}} \geq 35 \text{Gr}_L^{-1/4}$ le coefficient d'échange externe s'écrit :

(4.34)

$$h_{\text{ext}} = \frac{\lambda}{D} 0.13 \text{Ra}_D^{1/3}$$

Dans le cas où $D/H < 35 \text{Gr}_L^{-1/4}$, le coefficient d'échange externe est donné par :

(4.35)

$$\frac{h_{\text{ex}} D}{\lambda} \exp\left(\frac{-2}{\frac{h_{\text{ex}} D}{\lambda}}\right) = 0.6 \left(\frac{D}{H_{\text{cond}}}\right)^{1/4} \text{Ra}_D^{1/4}$$

4.6 SYSTEME AERAULIQUE DU SDS

Dans ce paragraphe, on présente le système aéraulique du SDS. La résolution du modèle aéraulique du bâtiment est déjà présentée au § 2.7.1.1. Le réseau aéraulique du SDS est composé de l'interface sol/bâtiment, du conduit de dépressurisation et de l'extracteur.

Pour résoudre le système aéraulique, on fait une liaison entre les différents composants du SDS en additionnant les différentes chutes de pression de chaque composant. On obtient ainsi un système non linéaire où les pressions aux nœuds d'entrée et de sortie de chaque composant sont les inconnues. On décrit les équations de débit qui sont fonction des chutes de la pression dans chaque composant. Enfin, on écrit la conservation de la masse en égalisant le débit d'air qui vient du sol et de l'intérieur du bâtiment au débit dans le conduit. Cette égalisation permet ainsi de trouver la pression P_e à l'entrée du conduit qui permet ensuite de calculer le débit extrait du SDS. Cette résolution est explicitée ci-après.

La différence de pression entre le nœud d'entrée du conduit P_e et le nœud de sortie de l'extracteur au niveau du toit du bâtiment P_{Hext} s'obtient par l'équilibre des différentes forces naturelles (vent et tirage thermique) et des pertes de charge dans le conduit de dépressurisation :

$$P_e - P_{\text{Hext}} = \Delta p_{\text{th}} + \Delta p_{\text{ext}} + \Delta p_{\text{conduit}} \quad (4.36)$$

Les dépressions $\Delta p_{\text{conduit}}$, Δp_{ext} , Δp_{th} sont respectivement données par les équations 4.22, 4.23 et 4.25. Ainsi, il vient :

(4.37)

$$P_e - P_{\text{Hext}} = (\rho_e - \rho_s) g H_{\text{cond}} + \frac{1}{2} C_{p,\text{ext}} U^2 + \left(\lambda \frac{L}{D_H} + \sum_i \zeta_i \right) \times \frac{1}{2} \rho \left(\frac{Q_{\text{sds}}}{A_{\text{cond}}} \right)^2$$

Dans cette équation, Q_{sds} est le débit d'air venant du sol et de l'intérieur du bâtiment et qui entre dans le conduit. Il est donné par l'équation 4.14. Ce débit est fonction de la pression à l'entrée du conduit P_e , de la pression extérieure au sol P_{ext} et de la pression à l'intérieur du bâtiment P_{int} :

$$Q_{sds} = f(P_{int} - P_e; P_{ext} - P_e) \quad (4.38)$$

La pression extérieure P_{ext} est supposée connue, ainsi que la pression intérieure P_{int} . La seule inconnue dans l'équation 4.35 est la pression P_e à l'entrée du conduit de dépressurisation du SDS. Il s'agit donc de résoudre une équation à une inconnue P_e . Pour cela on utilise le bloc "algébrique de contrainte" dans Simulink qui utilise la méthode de Newton pour rechercher le zéro de la fonction en P_e .

Une fois que cette pression P_e à l'entrée du conduit du SDS est calculée, notre problème est résolu. Alors, on peut estimer les débits Q_{sds} extraits par le SDS, la dépression du soubassement engendrée ($P_{int}-P_e$) par le SDS ($P_{int}-P_e$) et les dépressions dans les composants du SDS (conduit et extracteur). On dispose ainsi de l'ensemble des résultats relatifs au fonctionnement du SDS passif.

4.7 TRANSPORT CONVECTIF ET DIFFUSIF DU POLLUANT DANS LE BATIMENT.

Quand le SDS est en fonctionnement, selon la performance du système, un polluant pourrait entrer dans le bâtiment via le plancher bas par convection et/ou par diffusion. Dans ce paragraphe, on cherche à quantifier ces éventuels flux qui pourraient entrer dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement.

4.7.1 TRANSPORT CONVECTIF

Le flux convectif de polluant pouvant entrer dans le bâtiment peut s'écrire pour une dalle portée :

$$J_{cdp} = C_{grav} \frac{P_{int} - P_e}{R_{dalle}} \quad (4.39)$$

Où C_{grav} est la concentration du polluant dans le lit de gravier. P_{int} est la pression de référence à l'intérieur du bâtiment P_e est la pression à l'entrée du SDS. R_{dalle} est la résistance de la dalle du plancher bas donnée par l'équation 2.24.

Pour un dallage indépendant, le flux convectif de polluant pouvant entrer dans le bâtiment peut s'écrire:

$$J_{cdi} = C_{gr} \frac{P_{int} - P_e}{\left[(R_{dalle})^{-1} + (R_{fiss})^{-1} \right]^{-1}} \quad (4.40)$$

La résistance de la fissure R_{fiss} est donnée par l'équation 2.26. Si la différence de pression $P_{int}-P_e$ est positive, aucun flux ne rentre dans le bâtiment, par contre si elle devient négative, le sens de l'écoulement d'air est inversé et un flux de polluant peut être transporté par le débit d'air à l'intérieur du bâtiment.

4.7.2 TRANSPORT CONVECTIF/ DIFFUSIF

Pour les typologies dalle portée et dallage indépendant, l'éventuel transport couplé convectif et diffusif du polluant dans le bâtiment s'effectue en deux étapes : premièrement le polluant passe de la source de pollution jusqu'au lit de gravier sous la dalle, ce flux de polluant est modélisé par le flux semi empirique J_{sv1} (Équation 3.12), donnant le flux allant de la source de pollution jusqu'à un sol nu. Dans le lit de gravier, on suppose que le polluant est dilué par le débit allant vers le conduit de dépressurisation Q_{sds} , sa concentration dans le lit de gravier est supposée homogène et est donnée par :

$$C_{grav} = \frac{J_{sv1}}{Q_{sds}} \quad (4.41)$$

Dalle portée : Pour une dalle portée, en utilisant la solution exacte du couplage de la convection et diffusion dans une tranche verticale de milieu poreux rectangulaire, le flux de polluant allant du lit de gravier jusqu'à la face supérieure du plancher bas dans le bâtiment s'écrit :

$$J_{dp} = \frac{-Q_{dalle} (C_{grav} - C_{int} \exp(-Q_{dalle} e_{dalle} / D_{dalle}))}{\exp(-Q_{dalle} e_{dalle} / D_{dalle}) - 1} \quad (4.42)$$

Q_{dalle} est le débit d'air passant par la dalle, C_{int} la concentration dans le bâtiment, D_{dalle} le coefficient de diffusion de la dalle, e_{dalle} l'épaisseur de la dalle. L'équation 4.42 n'est valable que quand les flux convectif et diffusif ont même sens, c'est à dire vont vers l'intérieur du bâtiment. Dans le cas où le débit d'air convectif vient de l'intérieur du bâtiment, il n'existe pas de flux convectif vers le bâtiment. Le flux diffusif restant peut s'écrire :

$$J_{dp} = D_{dalle} \frac{C_{gr} - C_{int}}{e_{dalle}} \quad (4.43)$$

Si la concentration C_{gr} dans le lit de gravier est très diluée par le débit d'air venant de l'intérieur du bâtiment, ce flux diffusif est négligeable.

Dallage indépendant : Pour un dallage indépendant, le flux total de polluant entrant dans bâtiment est la somme du flux entrant par la fissure périphérique J_{fiss} et le flux entrant par la dalle J_{dp} . Il peut d'écrire :

$$J_{di} = J_{dp} + J_{fiss} \quad (4.44)$$

J_{dp} est donné par l'équation 4.41. J_{fiss} est aussi estimé en utilisant la solution exacte du couplage de la convection et de la diffusion dans une colonne rectangulaire. Le flux entrant dans la fissure s'écrit :

$$J_{fiss} = \frac{-Q_{fiss} \left[C_{gr} - C_{int} \exp\left(-\frac{Q_{fiss} e_{dalle}}{D_{fissure}}\right) \right]}{\exp\left(-\frac{Q_{fiss} e_{dalle}}{D_{fiss}}\right) - 1} \quad (4.45)$$

Enfin le flux J_{dp} est considéré comme un terme source dans l'équation de conservation de la masse (Équation 3.52). L'équation 4.43 n'est valable que quand les flux convectif et diffusif ont même sens et vont vers l'intérieur du bâtiment. Si le débit d'air vient de l'intérieur du bâtiment, l'éventuel flux diffusif qui pourrait aller vers le bâtiment s'écrit :

$$J_{di} = \frac{C_{gr} - C_{int}}{\left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle} A_{dalle}} + \frac{e_{dalle}}{D_{fiss} A_{fiss}} \right) * (A_{dalle} + A_{fiss})} \quad (4.46)$$

Si la concentration C_{gr} dans le lit de gravier est très diluée par le débit d'air venant de l'intérieur du bâtiment, ce flux diffusif peut être négligeable.

4.8 EFFICACITE DU SDS

L'efficacité du système de dépressurisation peut se définir qualitativement par sa capacité à inverser le flux de polluant vers le bâtiment. Quantitativement, cette efficacité peut être définie par la capacité du système à diminuer la concentration du polluant dans le bâtiment. Donc l'efficacité η peut s'écrire :

$$\eta = \left(1 - \frac{C_{asy}}{C_{ssy}} \right) \quad (4.47)$$

Où C_{ssy} est la concentration du polluant dans le bâtiment quand le SDS ne fonctionne pas et C_{asy} la concentration dans le bâtiment avec le SDS en fonctionnement.

4.9 VALIDATION EXPERIMENTALE DU MODELE AERAIQUE

Dans cette partie, les composants du SDS naturel installés dans MARIA sont modélisés, ensuite les débits extraits expérimentaux sont confrontés aux débits calculés numériquement.

4.9.1 MODELISATION AERAIQUE DU BATIMENT MARIA

Le bâtiment MARIA est modélisé comme dans les études effectuées par Koffi (Koffi, 2009) et Abdelouhab (Abdelouhab, 2011). Le modèle de ventilation thermo-aéraulique utilisé est décrit dans le § 2.7.1. Le bâtiment est divisé en quatre zones (Figure 4.11) :

Zone 1 : représentant l'étage, composée de quatre chambres et une salle de bain et un WC et la douche ;

Zone 2 : représentant le niveau jardin, composée du séjour, la cuisine et un cabinet d'aisance ;

Zone 3 : Le hall, comprenant le cellier, le couloir, l'escalier menant à l'étage et du palier à l'étage ;

Zone 4 : le sous-sol.

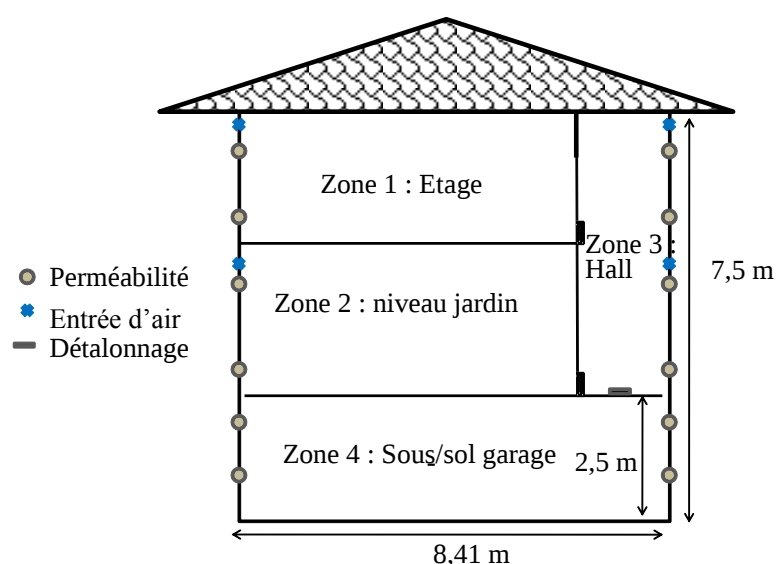


Figure 4.11 : Schéma aéraulique du bâtiment MARIA.

Le hall est considéré comme une zone de transit. Il est connecté à toutes les zones à travers le détalonnage sous les portes fermées (Tableau 4.2). Aucune liaison directe n'est considérée entre les différentes zones.

Tableau 4.2 : Détalonnages des portes fermées entre les différentes zones du modèle

Détalonnage zones 1-3	Détalonnage zones 2-3	Détalonnage zones 4-3
6 x 80 cm ²	2 x 80 + 145 cm ²	80 cm ²

Les défauts d'étanchéité sont représentés de façon similaire à ceux de Maria comme suit (Abdelouhab, 2011) :

- 4 entrées d'air à une hauteur de 7,3 m (i.e. 7,5m – 0,2 m), dont, une à l'Ouest, une autre à l'Est et les deux dernière au Sud ;
- 2 entrées d'air à une hauteur de 4,8 m (i.e. 5 m – 0,2m) : une au Sud et l'autre à l'Est.
- 20 Zones de Perméabilités de 0,9 m³/h/m² sous 4 Pa, dont :
 - 4 perméabilités sur chacune des façades ;
 - Plus, 4 perméabilités au niveau du sous-sol/garage, dont deux à l'Est et les deux autres à l'Ouest (les deux autres façades sont enterrées, c'est pour cela qu'on n'a pas mis de perméabilité).

La perméabilité du bâtiment de 0,9 m³/h/m² sous 4 Pa correspond à la valeur expérimentale issue des essais de pressurisation du bâtiment (Koffi, 2009). La perméabilité des plafonds et des planchers n'est pas prise en compte. Les entrées et les bouches d'extraction sont décrites dans l'étude de Koffi (koffi, 2009).

4.9.2 MODELISATION DES COMPOSANTS AERAULIQUES DE MARIA

En se basant sur les modèles des différents composants du SDS présentés ci-dessous, dans ce paragraphe on présente la modélisation des composants du SDS installés dans la maison MARIA.

4.9.2.1 MODELISATION DU DEBIT D'AIR TRAVERSANT LE SOL DE MARIA ET ENTRANT DANS LE SDS

Les mesures de perméabilité du sol autour de la maison MARIA (tableau 4.1) ont montré que le sol avoisinant est très hétérogène. À chaque façade, au moins trois valeurs de perméabilité du sol ont été obtenues. Vu cette hétérogénéité, nous avons pris pour chaque façade la perméabilité la plus élevée en supposant que l'air passe par le milieu le plus perméable. L'équation 4.14 pour une dalle portée, permet de modéliser le débit d'air venant du sol et de l'intérieur du bâtiment et entrant dans le conduit dépressurisation installé dans le bâtiment MARIA. Pour déterminer ce débit la quantification de la résistance du sol R_{sol} entre l'extérieur du bâtiment et l'interface sol/lit de gravier est nécessaire. Pour avoir cette résistance, on a supposé une résistance à chaque façade. En utilisant l'approche présentée au § 2.2, la résistance R_{sol} à l'écoulement de l'air du sol est obtenue avec le réseau de résistance suivant :

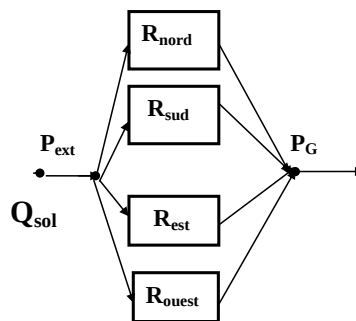


Figure 4.12 : Résistance du sol avoisinant le bâtiment Maria

La résistance totale du sol à l'écoulement de l'air peut s'écrire :

$$R_{sol} = (R_{nord}^{-1} + R_{sud}^{-1} + R_{est}^{-1} + R_{ouest}^{-1})^{-1} \quad (4.48)$$

On calcule les différentes résistances du sol pour chaque façade du bâtiment selon l'approche développée au § 2.2.

Résistance R_{nord} : au nord on a un mur enterré avec un remblai de perméabilité k_n . La résistance de ce remblai est en série avec la résistance du sol naturel juste au-dessous du bâtiment de perméabilité k_{sol} . Cette résistance R_{nord} peut s'écrire :

$$R_{nord} = \left[\frac{k_{sol} L_{façade}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_n}{(k_{sol} L_{me} + 2k_n L_{mf})} (L_{sol} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{sol}}{(k_{sol} L_{me} + 2k_n L_{mf})} (e_m)} \right) \right]^{-1} \quad (4.49)$$

Résistance R_{sud} : de même qu'au nord, le sud comporte un remblai de perméabilité k_s en série avec le sol naturel juste au-dessous du bâtiment de perméabilité k_{sol} . La résistance R_{sud} peut s'écrire :

$$R_{sud} = \left[\frac{k_{sol} L_{façade}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_s}{(k_{sol} L_{me} + 2k_s L_{mf})} (L_{sol} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{sol}}{(k_{sol} L_{me} + 2k_s L_{mf})} (e_m)} \right) \right]^{-1} \quad (4.50)$$

Résistance R_{ouest} : la partie ouest ne comporte pas de remblai. Sa résistance est donc :

$$R_{ouest} = \left[\frac{k_w L_{façade}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{L_{sol} + e_m}{2} \right)}{1 + \left(\frac{\pi}{L_{me} + 2L_{mf}} \right) \left(\frac{e_m}{2} \right)} \right) \right]^{-1} \quad (4.51)$$

Résistance R_{est} : le sol à l'est est recouvert par une couche de béton de perméabilité $k_{béton}$ d'épaisseur $e_{béton}$. La résistance de cette couche de béton est en série avec la résistance du sol. La résistance totale est donnée par :

$$R_{sud} = \left[\frac{k_{sol} L_{façade}}{\pi \mu} \ln \left(\frac{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{béton}}{(k_{sol} e_{béton} + 2k_{béton} L_{mf})} (L_{sol} + e_m)}{1 + \frac{\pi}{2} \frac{k_{sol}}{(k_{sol} e_{béton} + 2k_{béton} L_{mf})} (e_m)} \right) \right]^{-1} \quad (4.52)$$

En remplaçant les différentes résistances obtenues dans l'équation 4.49 on trouve la résistance totale à l'écoulement de l'air du sol R_{sol} . En intégrant cette résistance dans l'équation 4.17, on obtient le débit d'air venant du sol et de l'intérieur du bâtiment entrant dans le SDS.

Les perméabilités des milieux traversés par l'air sont : $k_n = 1.9510^{-11} \text{ m}^2$, $k_s = 2.810^{-11} \text{ m}^2$, $k_{sol} = 2.6110^{-13} \text{ m}^2$, $k_{béton} = 10^{-20} \text{ m}^2$. Enfin le débit total d'air entrant dans le conduit de dépressurisation Q_{sds} est donné par l'équation 4.14.

4.9.2.2 MODELISATION DU CONDUIT SDS

Le conduit de dépressurisation sortant du puisard a un diamètre de 0.20 m. Ce conduit a été connecté à un conduit de cheminée existant et situé au droit du piquage. Cependant, à 1.5 m du sol le diamètre de la gaine a été réduit à 0.16 m pour pouvoir passer dans le conduit de cheminée. Ce dernier a été

manchonné jusqu'en haut en faisant une trappe d'accès au niveau des combles de la maison (Abdelouhab, 2011). Les pertes de charge régulières et singulières sont données l'équation 4.22, dans laquelle la perte charge singulière ζ due au rétrécissement est considérée. Ce rétrécissement est modélisé par rétrécissement progressif d'un convergent d'angle d'ouverture θ (Soutter et al., 2007) :

$$\zeta = \left(\frac{1}{C_c} - 1 \right)^2 \sin \theta \quad (4.53)$$

Avec C_c le coefficient de contraction donné par :

$$C_c = 0.63 + 0.37 \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^3 \quad (4.54)$$

S_1 est la surface amont du diamètre 0.20 m, S_2 la surface aval du diamètre 0.16 m. Dans cette étude l'angle d'ouverture θ est égale à 30.



Figure 4.13 : Photos du conduit reliant le puisard à la cheminée

L'évolution de la température dans le conduit de dépressurisation est modélisée par l'équation 4.26. La température d'entrée du conduit T_e est obtenue par les mesures.

4.9.2.3 MODELISATION DE L'EXTRACTEUR SDS

Les extracteurs statiques de type « cape à l'italienne » et « stato-mécanique » en fonctionnement statique sont modélisés par l'équation 4.26. Compte tenu qu'on ne dispose pas des caractéristiques réelles des extracteurs, leur comportement dynamique est modélisé par un coefficient de pression par défaut de -0.4. Cette valeur par défaut vient de l'étude expérimentale de Mounajed (Mounajed, 1989). Une étude de sensibilité sur ce paramètre sera effectuée.

4.10 CONFRONTATION DES DEBITS EXPERIMENTAUX ET NUMERIQUES

Après la modélisation des différents composants du SDS installés dans le bâtiment MARIA, on confronte les débits extraits par le SDS expérimentaux et numériques. Les mesures expérimentales ont été effectuées avec un pas de temps d'une minute. Des moyennes horaires de toutes les mesures ont été effectuées afin de pouvoir faire la confrontation avec les simulations. Les données d'entrée des simulations sont répertoriées dans le tableau suivant :

Principaux paramètres d'entrée du modèle pour la confrontation expérimentale	
Météo	Paris (Marne-la-Vallée)
Typologie du bâtiment	Dalle portée
Pas de temps des simulations	1 h
Perméabilité à l'air du bâtiment	$0.9 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$
Coefficient de pression de l'extracteur statique	-0.4
Perméabilité effective du sol façade nord k_n	$1.95 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$
Perméabilité effective du sol façade sud k_s	$1.39 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$
Perméabilité effective du sol façade ouest k_o	$2.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$
Perméabilité du sol naturel k_{sol}	$2.61 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$
Perméabilité du béton $k_{\text{béton}}$	10^{-20} m^2
Épaisseur du béton	5 cm
Coefficient de Forcheimer c	11.5 s/m (Bonnefous, 1992)
Perméabilité du lit de gravier $k_{\text{grav}} (\text{m}^2)$	10^{-7} m^2
Perméabilité effective de la dalle (k_{dalle})	$1.69 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$

Tableau 4.3: principales données de simulations pour la confrontation expérimentale

4.10.1 VALIDATION DU MODELE SDS POUR L'EXTRACTEUR A LA CAPE A L'ITALIENNE

Le SDS a fonctionné avec une cape à l'italienne pendant 8 mois, environ 5760 heures de juillet 2007 à février 2008. Dans ce paragraphe, on compare le débit expérimental extrait avec le débit numérique. Les données météorologiques utilisées : la température de l'air extérieur, la vitesse et la direction du vent, sont issues des mesures. La température de l'air intérieur du bâtiment et la température à l'entrée du conduit de dépressurisation sont également issues des mesures effectuées par Abdelouhab (2011).

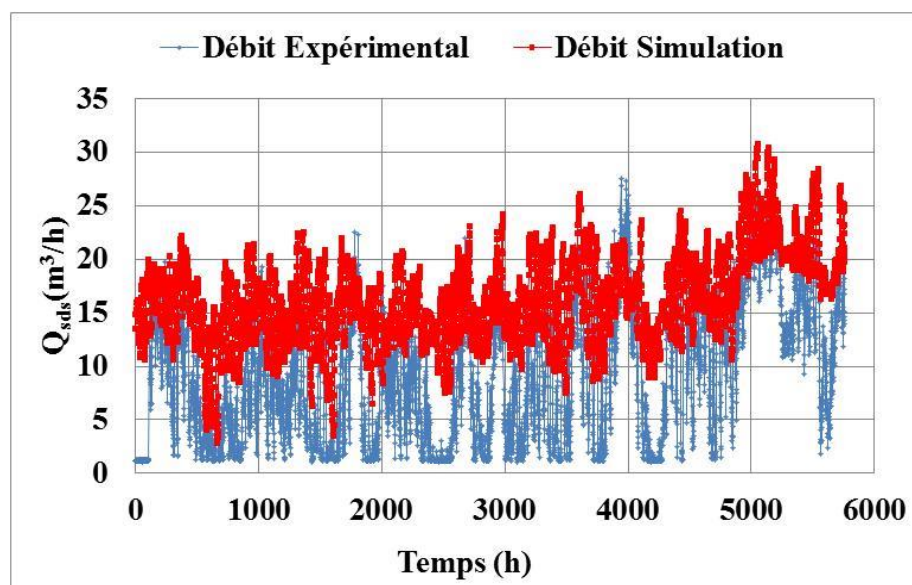


Figure 4.14 : Confrontation débit expérimental et débit numérique pour la cape à l'italienne

La figure 4.14 montre que débits extraits du SDS expérimentalement et simulés numériquement sont cohérents. On constate qu'à partir du mois de novembre (Temps >3000 h), les débits extraits du SDS deviennent plus importants. Cela s'explique par le fait qu'on s'approche de l'hiver où le tirage thermique devient plus important et favorise le fonctionnement accru du SDS. Par ailleurs, les débits simulés surestiment en général les débits expérimentaux. Les débits expérimentaux sont parfois nuls, ce qui n'est pas le cas des débits simulés. Cette surestimation pourrait s'expliquer par plusieurs raisons. Premièrement, par l'incertitude sur les paramètres physiques des milieux qui peuvent influencer les débits extraits par le SDS, à savoir la perméabilité du sol et la perméabilité de la dalle. Les débits extraits

du SDS peuvent être très sensibles à ces deux paramètres ; une étude de sensibilité sur ces deux paramètres est effectuée ci-dessous (Figure 4.16). Deuxièmement, cette surestimation pourrait s'expliquer par les incertitudes sur l'aérodynamique du bâtiment (perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment, entrées et sorties d'air,...) qui peuvent affecter la dépression du bâtiment et ainsi le débit extrait par le SDS. Troisièmement, cette surestimation peut s'expliquer par les hypothèses de modélisation de l'extracteur statique avec un coefficient de dépression par défaut de -0.4. La variation de ce coefficient peut affecter le débit extrait par le SDS. Une étude de sensibilité sur ce coefficient est présentée ci-après (Figure 4.17).

Suivons l'évolution de la différence de pression entre l'intérieur du bâtiment au niveau du plancher bas et la pression à l'entrée du conduit de dépressurisation dans le lit de gravier. Cette différence de pression, comme évoqué au § 4.8, est un indicateur de la performance aérodynamique du SDS. Tant que cette différence de pression est négative, le SDS inverse les débits d'air allant vers le bâtiment et par conséquent bloque le flux convectif.

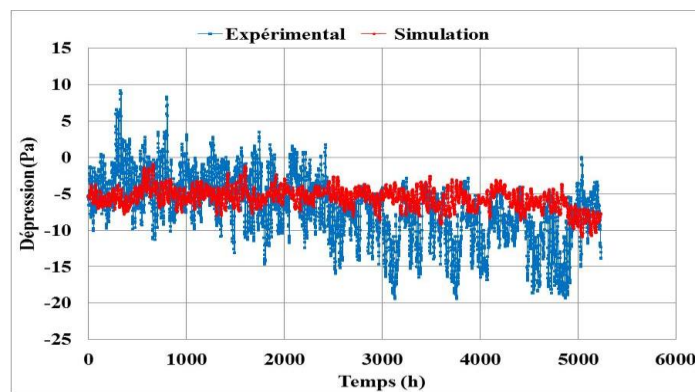


Figure 4.15 : Confrontation dépression du soubassement expérimental et dépression numérique pour l'extracteur à la cape à l'italienne

La figure 4.15 montre que la dépression simulée suit approximativement l'évolution de la courbe expérimentale. La dépression moyenne du SDS simulée est de 5 Pa. La dépression expérimentale fluctue plus que la dépression simulée et atteint des dépressions plus faibles. La dépression expérimentale est parfois positive, alors que la dépression simulée est toujours négative. Cela signifie que durant toute la durée de simulation, le SDS simulé est efficace. Ce comportement peut aussi expliquer la surestimation du débit extrait du SDS simulé. On constate aussi qu'à partir du mois de novembre (Temps >3000 h), la dépression engendrée par le SDS est plus importante à cause du tirage thermique plus important.

Par ailleurs, les fluctuations expérimentales peuvent s'expliquer par les phénomènes d'inversion de flux dans le conduit de dépressurisation qui fait que parfois le SDS génère des surpressions dans le lit de gravier.

4.10.2 ÉTUDE DE SENSIBILITÉ SUR LES PARAMÈTRES D'INFLUENCE DU DÉBIT EXTRAÏT PAR LE SDS AVEC L'EXTRACTEUR À LA CAPE À L'ITALIENNE

Pour vérifier la sensibilité des débits extraits du SDS à la perméabilité de la dalle du plancher bas, on varie cette perméabilité de 10^{-10} m^2 (dalle fissurée) à 10^{-20} m^2 (dalle imperméable) et on suit l'évolution du débit extrait par le SDS (Figure 4.16 a). Les paramètres de simulation sont les mêmes que ceux présentés dans le Tableau 4.3. Sur les Figures 4.16 et 4.17, les débits extraits du SDS sont les débits moyens sur toute la période de simulation.

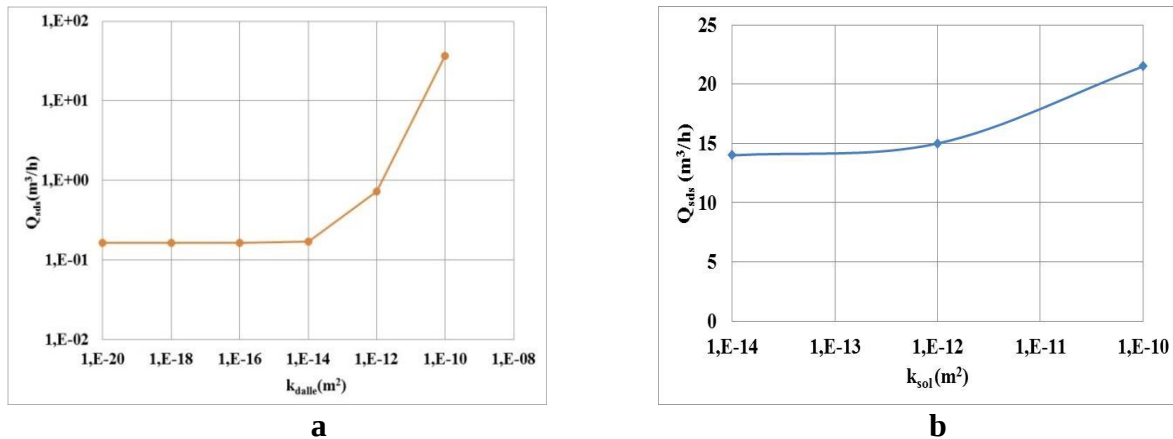


Figure 4.16 : a) sensibilité du débit extrait à la perméabilité de la dalle du plancher bas b) sensibilité du débit extrait à la perméabilité du sol

La figure 4.16a montre que pour un plancher imperméable $k_{dalle} < 10^{-14} m^2$, les débits d'air extraits par le SDS sont insensibles à la perméabilité de la dalle. Par contre, pour des dalles plus perméables $k_{dalle} > 10^{-14} m^2$, les débits extraits sont très sensibles à la perméabilité du plancher bas. En passant d'une perméabilité du plancher bas de 10^{-14} à $10^{-10} m^2$, le débit extrait augmente de 2 ordres de grandeur. Cette sensibilité du débit extrait à la perméabilité du plancher bas pourrait expliquer la surestimation du débit simulé par rapport à celui mesuré car la perméabilité mesurée du plancher bas de Maria est très élevée de $1,69 \times 10^{-10} m^2$. Avec une perméabilité de plancher bas un peu plus faible que celle mesurée, le débit extrait du SDS simulé pourrait s'approcher du débit expérimental.

On évalue à présent l'influence de la perméabilité du sol sur le débit extrait par le SDS (Figure 4.16b). La perméabilité de la dalle est celle mesurée. La figure 4.16b montre que la perméabilité du sol a moins d'impact que la perméabilité de la dalle sur le débit extrait. Pour des perméabilités du sol faibles, $k_{sol} < 10^{-12} m^2$, le débit extrait du SDS est insensible à la perméabilité du sol. Dans notre étude, la perméabilité globale est de l'ordre de $10^{-13} m^2$, donc on peut estimer qu'elle affecte peu le débit extrait par le SDS, la majorité du débit extrait vient de l'intérieur du bâtiment.

On fait varier maintenant le coefficient de dépression de l'extracteur (ou coefficient d'aspiration) pour appréhender son influence sur le débit extrait du SDS. La figure 4.17 montre que le débit extrait du SDS augmente avec le coefficient de pression en valeur absolue. Plus ce coefficient de pression en valeur absolue est élevé, plus la dépression générée par l'extracteur dans le conduit de dépressurisation est important. Cette sensibilité du coefficient de pression de l'extracteur sur le débit extrait pourrait aussi expliquer la surestimation du débit simulé. Avec, un coefficient de dépression de l'extracteur plus faible en valeur absolue que celui utilisé (-0,4), le débit extrait simulé pourrait s'approcher du débit expérimental.

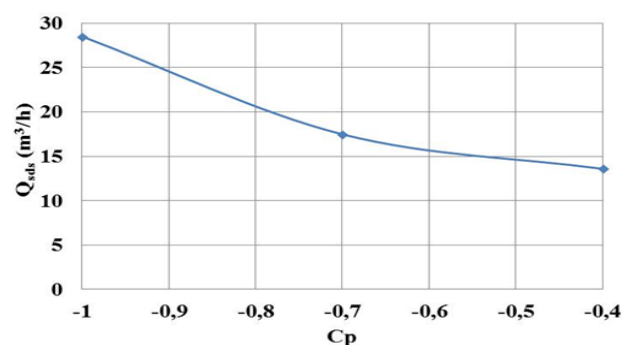


Figure 4.17 : étude de sensibilité sur le coefficient de pression

4.10.3 VALIDATION DU MODELE AVEC L'EXTRACTEUR STATO-MECANIQUE A FONCTIONNEMENT STATIQUE

De mars 2008 à mai 2008, l'extracteur avec la cape à l'italienne a été remplacé par un extracteur stato-mécanique en fonctionnement statique. Comme pour l'extracteur cape à d'italienne, on compare le débit expérimental extrait par le SDS avec le débit prédit numériquement. Les données de simulation sont présentées dans le tableau 4.3.

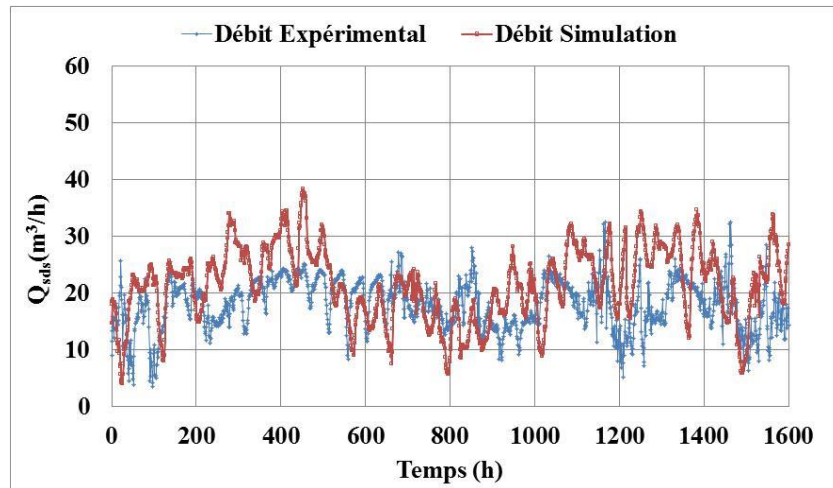


Figure 4.18 : Confrontation des débits expérimentaux et d numériques pour l'extracteur stato-mécanique en fonctionnement statique

La figure 4.18 montre que le débit extrait simulé suit bien le débit expérimental. Comparativement au cas de la cape à l'italienne, la confrontation des débits est plus satisfaisante. Le débit simulé suit mieux le comportement du débit expérimental. Les fluctuations des débits simulés et mesurés sont approximativement similaires. Les débits extraits du SDS d'air fluctuent moins que ceux obtenus avec la cape à l'italienne. Ce comportement peut s'expliquer par le fait que, l'extracteur stato-mécanique favorise moins la fluctuation de la dépression engendrée dans le conduit par l'effet du vent. On suit à présent, l'évolution de la dépression engendrée par le SDS.

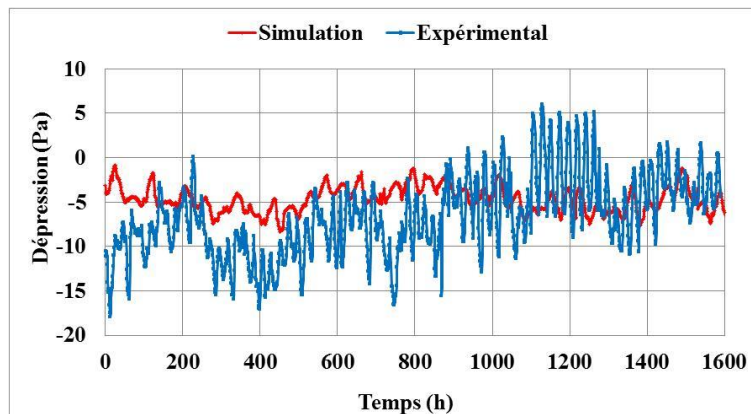


Figure 4.19 : Confrontation des dépressions expérimentales et numériques pour l'extracteur stato-mécanique en fonctionnement statique

La figure 4.19 montre que la dépression expérimentale fluctue plus que celle simulée. On constate que la dépression moyenne du SDS est plus importante au mois de mars (Temps <750) parce que pendant ce mois l'effet du tirage thermique est plus important et favorise ainsi le fonctionnement accru du SDS. Pour les mois d'avril et mai (Temps >750), on s'approche de l'été, le tirage thermique est moins important (Figure 4.3), d'où des dépressions du SDS moins importantes. Comparativement au cas de la cape à l'italienne, les dépressions du SDS simulées s'approchent de celles mesurées, ce qui explique que les débits mesurés et simulés sont plus proches.

En somme, on peut dire que les différentes confrontations sont satisfaisantes. Elles montrent qu'avec les modèles développés on arrive bien à tenir compte des principaux phénomènes en jeu. Elles montrent aussi que malgré les incertitudes et les hypothèses des modèles, on peut s'approcher de la réalité.

4.10.4 FONCTIONNEMENT ANNUEL DU SDS

Dans ce paragraphe, comme dans l'étude d'Abdelouhab et al. (2011) on suit le fonctionnement annuel du SDS simulé avec l'extracteur de type cape à l'italienne et l'extracteur stato-mécanique en fonctionnement statique (Figure 1.23). La figure 4.20 montre les pourcentages de temps de fonctionnement mensuel du système, au-dessus de trois seuils d'extraction : 17 m³/h, 23 m³/h et 26 m³/h. Ces seuils d'extraction correspondent respectivement à dépression minimale du soubassement d'environ 5 Pa, 6 Pa et 7 Pa.

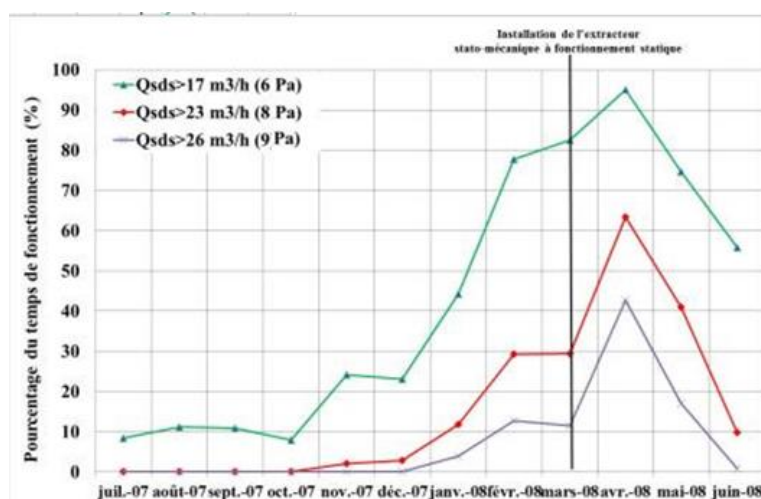


Figure 4.20 : Évolution des pourcentages de fonctionnement de l'extraction le long de l'année, au-dessus de trois valeurs seuils.

Ce graphique montre que le pourcentage du fonctionnement du SDS naturel peut être important toute l'année. On remarque que le fonctionnement du système est plus important en hiver qu'en été. Cela s'explique par le fait que le tirage thermique dans le conduit qui favorise le bon fonctionnement du système est plus important en hiver qu'en été. En revanche, la dépression faible du bâtiment pendant cette période défavorise l'entrée des polluants gazeux du sol dans le bâtiment, on a ainsi un effet compensatoire. On constate de plus, que le système est plus efficace en mars à cause de la mise en place de l'extracteur stato-mécanique en fonctionnement statique.

Avec un débit extrait minimum de 17 m³/h, le SDS simulé parvient à engendrer une dépression minimale de 6 Pa. Le SDS naturel ne fonctionne à ce régime qu'environ 10% du temps pendant l'été. En hiver le SDS est plus efficace et fonctionne environ 80 % du temps. Pour des débits d'extraction seuils plus élevés, à 23 et 26 m³/h, le fonctionnement du système pendant l'été est marginal. On a un temps de

fonctionnement faible, le SDS est moins performant pendant cette période. Le fonctionnement du système reste toujours satisfaisant pendant l'hiver.

Comparativement au pourcentage du temps de fonctionnement du système expérimental (Figure 4.20), le pourcentage du temps de fonctionnement simulé est plus important, surtout pendant l'été. Cela peut s'expliquer par le fait que les dépressions du soubassement engendrées par le SDS simulé sont plus importantes. Cette dépression dépend de nombreux paramètres déjà évoqués comme par exemple la perméabilité à l'air de la dalle. Pour cette comparaison, nous nous sommes fixés une valeur de $1,69 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ comme établi dans les travaux d'Abdelouhab (Abdelouhab, 2011). Cependant, cette perméabilité à l'air est considérée comme assez élevée et au vu des conditions d'expérimentation, on pourrait imaginer qu'elle soit plus faible. Nous aurions alors obtenu un résultat différent et a priori plus proche des résultats expérimentaux si nous avions pris dans les calculs une valeur de perméabilité à l'air de la dalle plus faible.

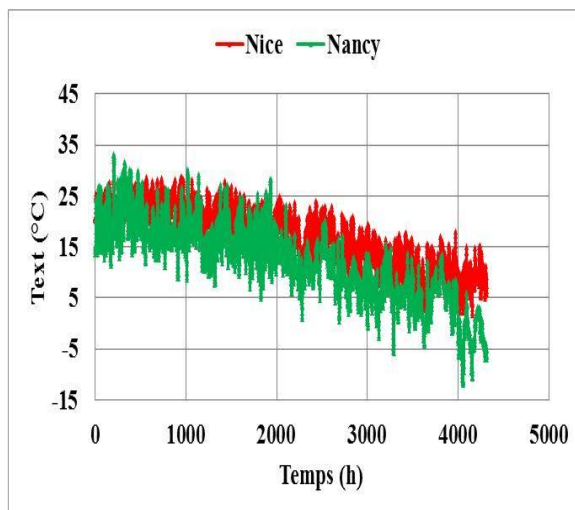
Toutefois, les comportements globaux des SDS simulé et expérimental sont comparables. Nonobstant toutes les incertitudes évoquées précédemment, on peut dire que ce résultat est satisfaisant car avec le modèle développé on arrive à retrouver le comportement global du SDS expérimental.

4.11 IMPACT DE LA METEOROLOGIE SUR LA PERFORMANCE DU SDS.

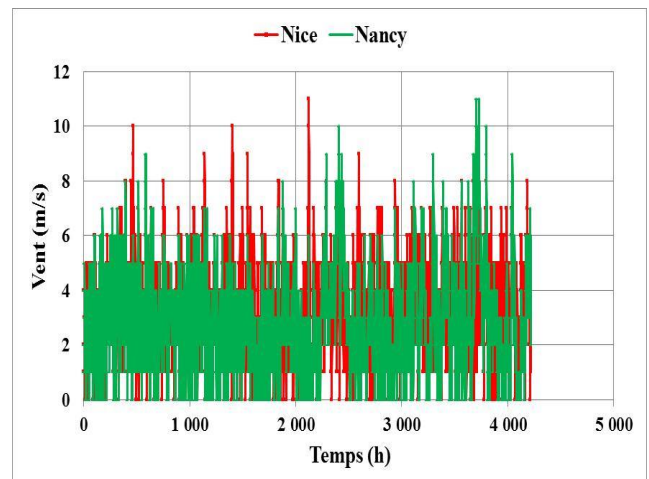
Comme on a vu dans le § 1.8.3, les forces naturelles (le vent et le tirage thermique) peuvent favoriser le fonctionnement du SDS Naturel. Compte tenu de la variabilité de ces forces naturelles selon la localité géographique, on peut bien penser que l'efficacité du SDS naturel varie en fonction de son lieu d'implantation.

Afin de montrer l'influence de la météo sur le fonctionnement du SDS naturel, le bâtiment MARIA est soumis à deux conditions climatiques différentes : Nancy et Nice. La ventilation du bâtiment est naturelle. Les caractéristiques du sol et de la dalle sont les mêmes. Les simulations sont effectuées pour une durée de sept mois de juillet à Janvier. Les paramètres de simulations sont ceux présentés dans le tableau 4.3. L'extracteur utilisé est la cape à l'italienne.

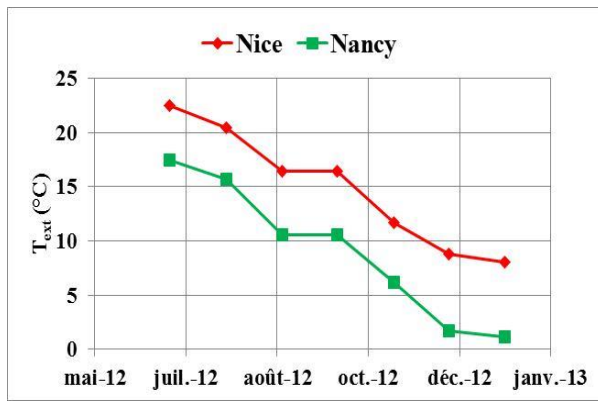
On commence cette étude par la description de l'évolution de la température extérieure et de la vitesse du vent pour ces deux localités (Figure 4.21).



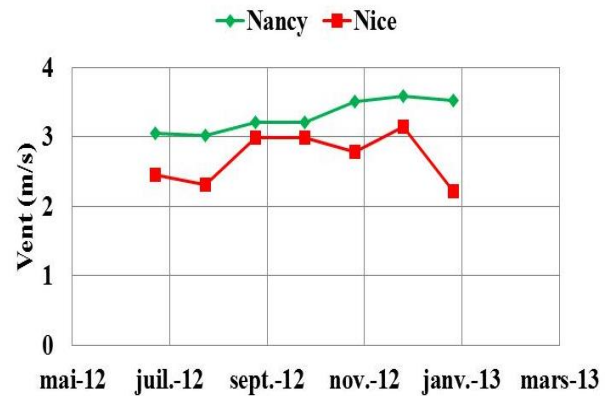
a)



b)



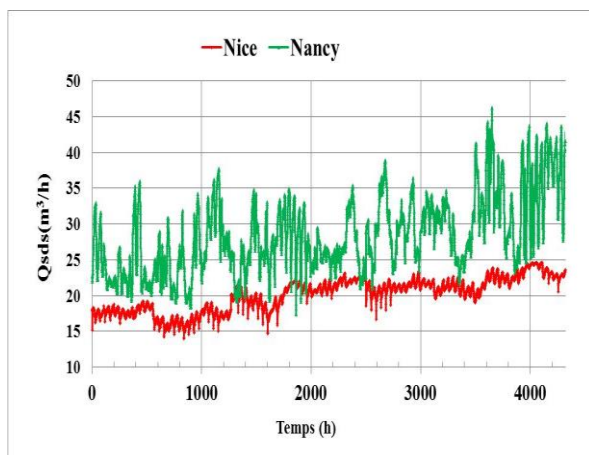
c)



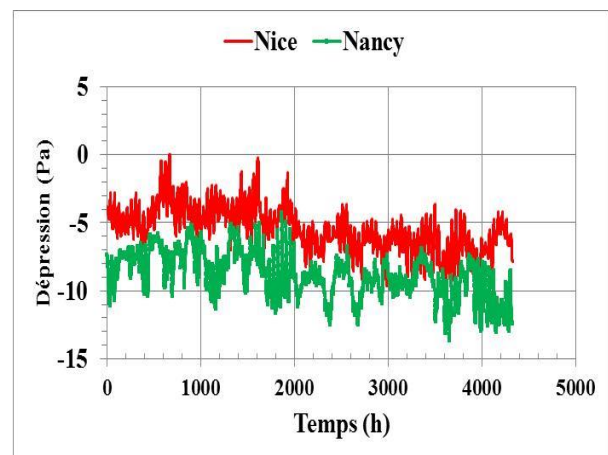
d)

Figure 4.21 : a) Évolution horaire de la température extérieure b) Évolution horaire de la vitesse du vent c) Évolution mensuelle de la température extérieure d) Évolution mensuelle de la vitesse du vent

La figure 4.21 montre que la température extérieure à Nancy est aussi plus faible que celle de Nice et que la vitesse du vent est globalement plus élevée à Nancy.



a)



b)

Figure 4.22 : a) Débits extraits par le SDS b) Dépressions du soubassement

La figure 4.22a montre l'évolution du débit extrait simulé pour les deux localités. Tout d'abord on voit que le débit extrait par le SDS Naturel varie en fonction de son lieu d'installation. Le SDS est plus efficace à Nancy. Le débit extrait y est plus élevé et vaut en moyenne $30 \text{ m}^3/\text{h}$ contre $19 \text{ m}^3/\text{h}$ pour Nice. La figure 4.22b montre que les dépressions engendrées par le SDS et les débits extraits sont corrélés. Elles sont plus élevées à Nancy d'où des débits extraits plus importants. Le SDS est plus performant à Nancy parce que l'effet combiné du tirage thermique et du vent y est plus élevée.

La figure 4.23 montre le pourcentage annuel du temps de fonctionnement du SDS pour les deux conditions climatiques pour trois seuils d'extraction du SDS : $15 \text{ m}^3/\text{h}$ et $20 \text{ m}^3/\text{h}$ et $23 \text{ m}^3/\text{h}$. Ces seuils d'extraction correspondent à une dépressurisation du soubassement minimale de l'ordre de 3, 5 et 6 Pa, respectivement.

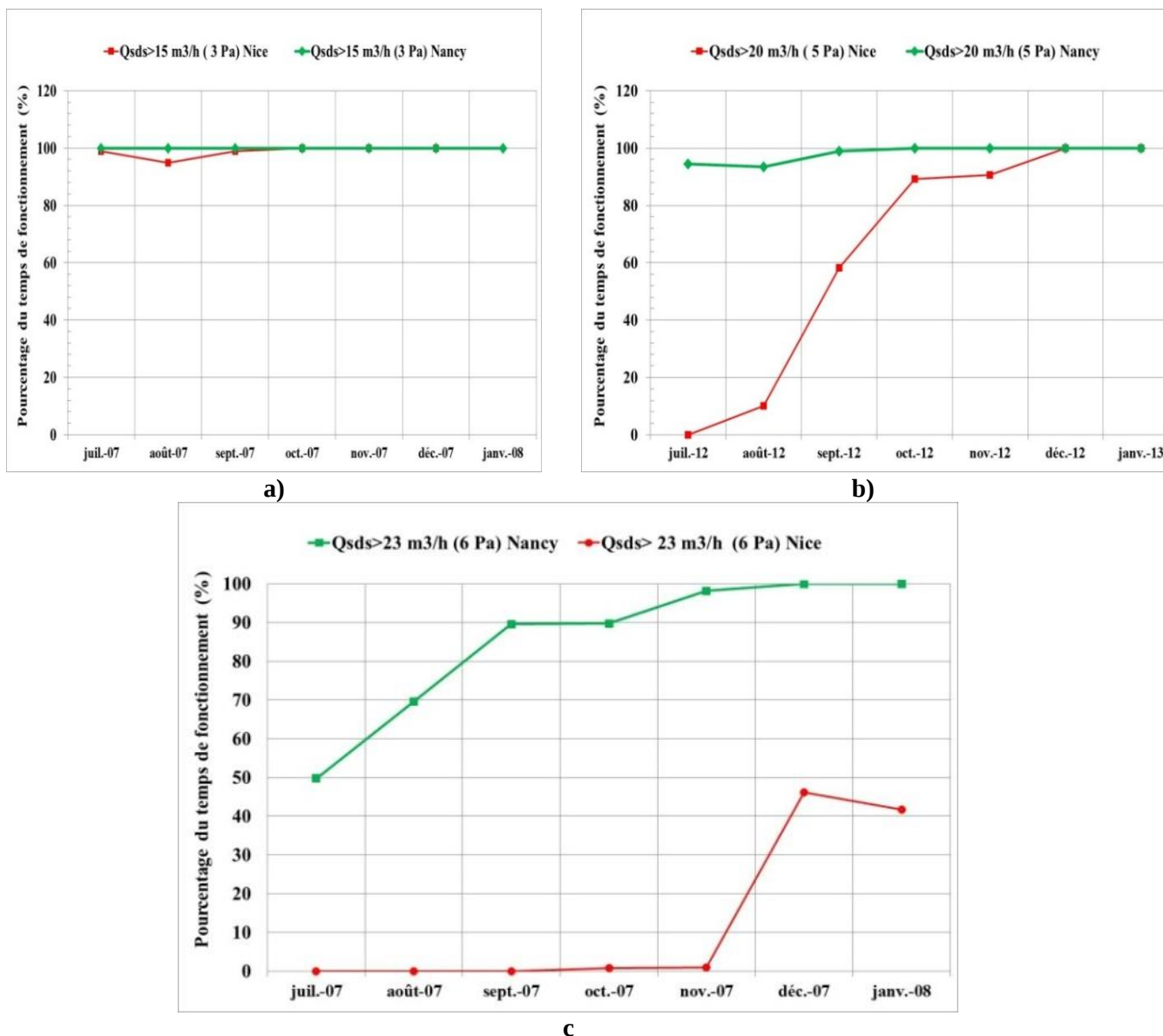


Figure 4.23 : Évolution des pourcentages de fonctionnement de l'extraction le long de l'année au-dessus de trois valeurs seuils d'extraction d'air a) 15 m³/h b) 20 m³/h c) 23 m³/h

La figure 4.23a montre qu'avec un débit d'extraction seuil du SDS de 15 m³/h, le SDS naturel est très performant à Nancy et à Nice. Il fonctionne tout le temps avec une dépression minimale de 3 Pa. Quand on considère le seuil d'extraction à 20 m³/h, la dépression minimale engendrée par le SDS est de 5 Pa. A ce débit, le SDS fonctionne toujours bien à Nancy, par contre il est moins efficace à Nice surtout pendant l'été. À un débit d'extraction de 23 m³/h, le SDS devient moins performant à Nancy pendant l'été. Le fonctionnement du système est marginal à Nice. Cependant il fonctionne à ce régime la moitié du temps aux mois de décembre et janvier.

La figure 4.21c et 4.21d présentent l'évolution de la température extérieure et la vitesse du vent pour Nancy et Nice. Ces figures montrent bien que l'effet combiné du tirage thermique et du vent est plus élevé à Nancy qu'à Nice. On a environ une différence de tirage thermique de 5 °C entre les deux villes. En somme, ces résultats montrent que le fonctionnement du SDS naturel est très lié à son implantation géographique, c'est à dire aux forces naturelles, le vent et le tirage thermique et qu'il nécessite donc un dimensionnement adapté.

4.12 IMPACT DU FLUX DIFFUSIF ENTRANT DANS LE BATIMENT SUR LA PERFORMANCE DU SDS.

Quand le SDS est en fonctionnement, un flux diffusif de polluant pourrait entrer dans le bâtiment et réduire l'efficacité du SDS. Évaluons l'efficacité du SDS par sa capacité de réduire la concentration du polluant dans le bâtiment pour deux cas : dans le premier cas, seul le transport convectif vers le bâtiment est considéré ; dans le second cas le transport convectif et diffusif combiné est considéré.

4.12.1 SCENARI DE SIMULATION

Le bâtiment simulé est celui de MARIA. La ventilation du bâtiment est naturelle. Les entrées et les sorties d'air du bâtiment sont présentées dans le § 4.9. Le SDS installé est muni de l'extracteur stato-mécanique à fonctionnement statique. Les principaux paramètres d'entrée du modèle sont répertoriés dans le tableau suivant :

Principaux paramètres d'entrée du modèle	
Météo	Paris
Durée de simulation (4 mois)	de mars à juin
Typologie du bâtiment	Dalle portée
Perméabilité à l'air du bâtiment	$1.2 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$
Coefficient de pression de l'extracteur statique	-0.4
Perméabilité effective du sol (k_{sol})	10^{-11} m^2
Perméabilité du lit de gravier k_{grav} (m^2)	10^{-7} m^2
Perméabilité effective de la dalle (k_{dalle})	10^{-12} m^2
Coefficient de diffusion effectif du polluant dans le sol (D_{sol})	$10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
Coefficient de diffusion du polluant dans la (D_{dalle})	$10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$
Concentration à la source (Radon)	$5 \cdot 10^4 \text{ Bq}/\text{m}^3$
Profondeur de la source du polluant (H)	5 m

Tableau 4.4: principaux paramètres des simulations pour le transport convectif et diffusif du polluant dans le bâtiment

4.12.2 TRANSPORT CONVECTIF : CONCENTRATION DU POLLUANT DANS LE BATIMENT

Pour le transport convectif, la répartition spatiale de la concentration du polluant sous le bâtiment est supposée homogène. Le flux de polluant entrant dans le bâtiment est estimé par l'équation 4.39. La figure 4.24 montre que quand le SDS est en fonctionnement, la concentration du polluant dans le bâtiment est nulle, donc tout le flux convectif de polluant vers l'intérieur du bâtiment est bloqué. Par rapport à la concentration initiale du polluant dans le bâtiment quand le SDS n'est pas en fonctionnement, l'efficacité du SDS est de $\eta=100 \%$. Par ailleurs, on remarque que la concentration ne fluctue pas beaucoup en fonction du temps, cela est dû à la typologie du bâtiment qui est une dalle portée qui joue le rôle de stabilisateur.

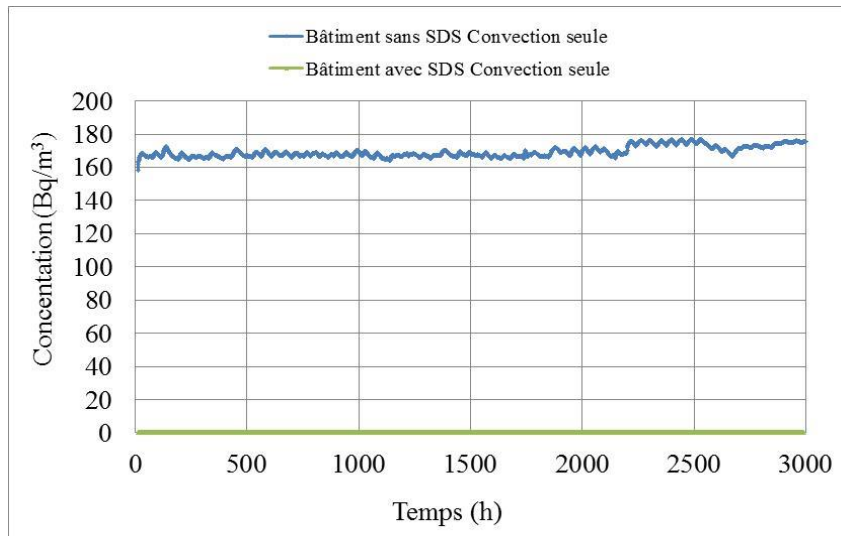


Figure 4.24 : Concentration dans le bâtiment avec convection seule

4.12.3 TRANSPORT CONVECTIF ET DIFFUSIF : CONCENTRATION DU POLLUANT DANS LE BATIMENT

Dans ce paragraphe, on considère, le flux combiné convectif et diffusif qui peut traverser le plancher bas et entrer dans le bâtiment. Le flux total de polluant entrant dans le bâtiment est donné par l'équation 4.39. On suppose que la source de pollution est située à 5 m au-dessous du plancher bas. Les caractéristiques du polluant sont données dans le tableau 4.4. La figure 4.25 montre que par rapport au cas où l'on a que le transport convectif, les concentrations dans le bâtiment sont globalement plus importantes. Elles ne sont pas nulles quand le SDS est en fonctionnement, il y a une part du flux diffusif qui entre dans le bâtiment. Cette fois-ci l'efficacité du système n'est pas cette fois égale à 100 %. Le flux diffusif entrant dans le bâtiment altère l'efficacité du SDS qui est de 90 %.

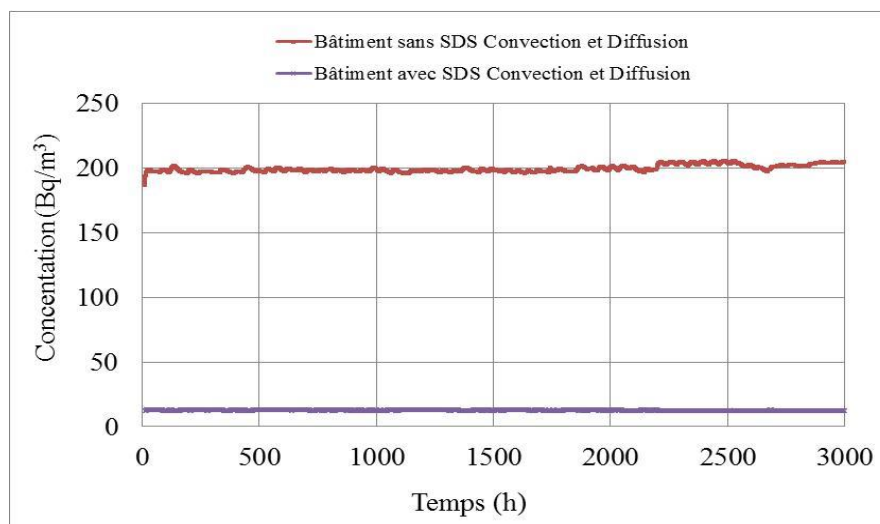


Figure 4.25 : Concentration dans le bâtiment avec convection et diffusion couplées.

Par ailleurs, cette illustration montre bien la force des modèles développés qui peuvent tenir compte de l'éventuel flux diffusif de polluant qui pourrait entrer dans le bâtiment. À ce jour, à notre connaissance tous les modèles existants ne tiennent pas compte de cette particularité (§ 1.8.5).

4.13 IMPACT DES SYSTEMES DE VENTILATION SUR LA PERFORMANCE DU SDS

Ce paragraphe présente l'impact des systèmes de ventilation, par insufflation, par extraction et le système double flux sur le fonctionnement du SDS. Les simulations sont effectuées pour le bâtiment MARIA. La perméabilité du bâtiment est répartie sur les façades comme indiqué à la Figure 4.11. Les données d'entrée des simulations sont présentées dans le tableau suivant :

Principaux paramètres d'entrée du modèle	
Météo	Paris
Durée de simulation (1 mois)	Juillet
Typologie du bâtiment	Dalle portée
Extracteur stato-mécanique à fonctionnement statique	(-)
Perméabilité à l'air du bâtiment	$1.2 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$
Coefficient de pression de l'extracteur statique	-0.4
Perméabilité effective du sol (k_{sol})	10^{-11} m^2
Perméabilité du lit de gravier k_{grav} (m^2)	10^{-7} m^2
Perméabilité effective de la dalle (k_{dalle})	$1.69 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$
Concentration à la source (Radon)	$5 \cdot 10^4 \text{ Bq}/\text{m}^3$
Diamètre du conduit	0.2 m

Tableau 4.5: principaux paramètres de simulations pour l'étude de l'impact des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS

4.13.1 DESCRIPTION DES SYSTEMES DE VENTILATION INSTALLES DANS MARIA

Décrivons les différents systèmes de ventilation modélisés. Le dimensionnement des systèmes de ventilation dans le bâtiment MARIA est basé sur l'étude de Koffi (Koffi, 2009). Quel que soit le système, le principe de ventilation est une ventilation par balayage : l'air entre dans les pièces de vie, transite à travers le bâtiment et est extrait dans les pièces de service.

Système simple flux par extraction : la circulation de l'air se fait des pièces principales vers les pièces de services. Le système possède deux bouches fixes d'extractions dans les pièces de service. Les conduits et les bouches d'extraction ont un diamètre de 125 mm dans la cuisine et 80 mm dans les autres pièces de service. Une entrée d'air auto-réglable de module $20 \text{ m}^3/\text{h}$ sous 20 Pa est utilisée dans chaque chambre et deux dans le séjour. Le débit total extrait est de $120 \text{ m}^3/\text{h}$ réparti comme suit (Koffi, 2009) :

- cuisine $40 \text{ m}^3/\text{h}$;
- Salle de bain $30 \text{ m}^3/\text{h}$;
- Douche $30 \text{ m}^3/\text{h}$;
- Toilettes $20 \text{ m}^3/\text{h}$.

Système simple flux par insufflation : l'air neuf pris à l'extérieur au niveau du toit est insufflé dans les pièces principales. Le système possède deux bouches fixes d'insufflation dans les pièces principales. Les entrées d'air dans le bâtiment se font par des bouches auto-réglables sur les façades du bâtiment. Le débit total insufflé est de $120 \text{ m}^3/\text{h}$ avec $20 \text{ m}^3/\text{h}$ pour chacune des quatre chambres et $2 \cdot 20 \text{ m}^3/\text{h}$ dans le séjour.

Système double flux : l'air neuf pris à l'extérieur est mécaniquement insufflé dans les pièces principales par deux bouches d'insufflation, tandis que l'air est extrait dans les pièces de service. On a une insufflation d'air $120 \text{ m}^3/\text{h}$ dans les pièces principales : $20 \text{ m}^3/\text{h}$ pour chacune des quatre chambres, $2 \cdot 20 \text{ m}^3/\text{h}$ dans le séjour. Le débit d'extraction est de $120 \text{ m}^3/\text{h}$ repartit comme suit : $40 \text{ m}^3/\text{h}$ pour la cuisine, $30 \text{ m}^3/\text{h}$ pour le WC/ $30 \text{ m}^3/\text{h}$ pour la douche et $20 \text{ m}^3/\text{h}$ pour les toilettes. On a un même débit

d'extraction dans les pièces de service. Les conduits du réseau d'extraction d'air vicié sont de diamètre 125 mm. Les conduits du réseau d'insufflation d'air neuf ont un diamètre de 80 mm.

Ventilation naturelle : Pour la ventilation naturelle, les entrées d'air se font dans les pièces principales par des bouches auto-réglables de module 30 m³/h sous 20 Pa. Dans les pièces de services, l'extraction se fait par quatre conduits verticaux de diamètre 160 mm chacun. Les conduits débouchent en toiture par un extracteur statique de coefficient de dépression de -0.4. La section effective des grilles d'extraction est de 100 cm².

4.13.2 ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTERIEURE

Estimons la concentration intérieure quand le SDS est en fonctionnement pour chaque système de ventilation. Le polluant est supposé uniformément reparti dans le sol. Seul le transport convectif du polluant vers l'intérieur du bâtiment est considéré. La concentration de référence sera la concentration de la zone 4, c'est-à-dire la concentration dans le sous-sol du bâtiment. Cette concentration de référence est celle obtenue dans le bâtiment sans SDS et avec la ventilation naturelle (Figure 4.11).

Ventilation naturelle : La figure 4.26 montre que quand la ventilation naturelle est mise en œuvre, le SDS parvient à diluer efficacement la concentration du polluant dans le bâtiment. Cela s'explique par le fait que pendant toute la durée de simulation, le SDS parvient à maintenir une dépression du soubassement (Figure 4.27). Comme évoqué précédemment, la concentration ne fluctue pas en fonction du temps à cause de la dalle portée qui joue un rôle stabilisateur.

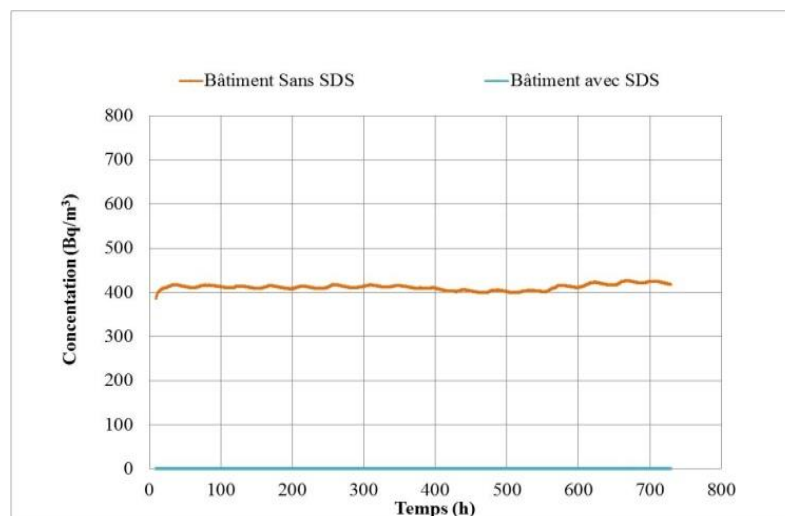


Figure 4.26 : Concentration dans le bâtiment avec et sans SDS en fonctionnement et avec une ventilation naturelle du bâtiment

Les dépressions engendrées par le SDS pour les différents systèmes de ventilation sont présentées dans la figure suivante :

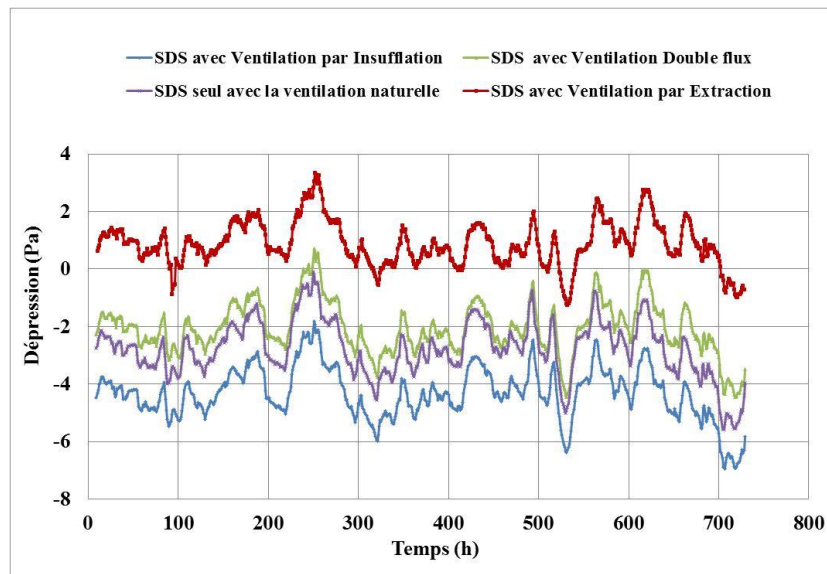


Figure 4.27 : dépression du SDS en fonctionnement avec les systèmes de ventilation

Ventilation par insufflation : La figure 4.28 montre que quand le SDS est couplé à un système de ventilation par insufflation, la concentration en polluant du sol dans le bâtiment devient nulle. Comparativement à la concentration dans le bâtiment sans le SDS et avec la ventilation naturelle (courbe orange), l'efficacité du SDS est de 100 %. Cela s'explique par le fait que la ventilation par insufflation met le bâtiment en surpression et par conséquent favorise le blocage des flux de polluant vers l'intérieur du bâtiment (Figure 4.26).

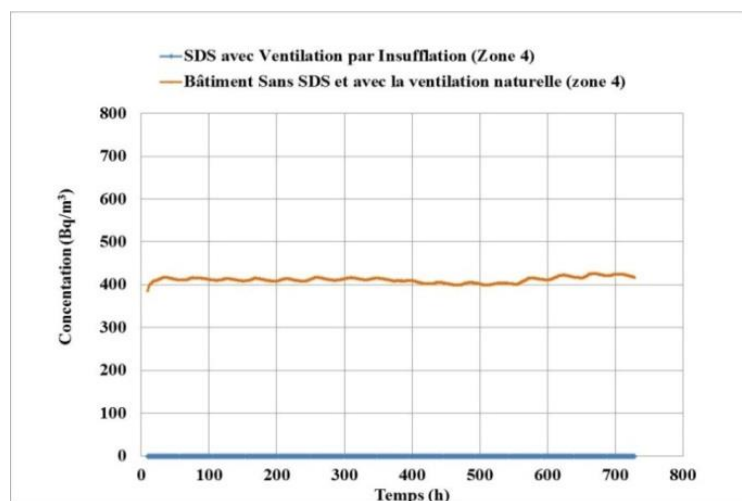


Figure 4.28 : Concentration dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement avec une ventilation par insufflation.

Il faut noter que généralement la ventilation par insufflation seule sans SDS peut suffire à bloquer les flux de polluant entrant dans le bâtiment.

Ventilation par extraction : La figure 4.29a montre que quand le SDS est en fonctionnement avec de l'extraction mécanique la concentration dans le bâtiment n'est pas atténuée par rapport au cas où il n'y a que de la ventilation naturelle et sans SDS. On observe une fluctuation de la concentration qui s'explique par la concurrence des deux systèmes. Le SDS tend à bloquer le flux de polluant vers l'intérieur du bâtiment et inversement l'extracteur mécanique tend à tirer le polluant vers l'intérieur du bâtiment. Quand l'extracteur mécanique domine, la concentration dans le bâtiment augmente, et quand

le SDS domine la concentration intérieure est atténuée. Par contre, dans la majorité du temps, le SDS n'est pas efficace avec l'extraction mécanique. Cela s'explique par le fait que l'extraction mécanique exacerbe la dépression du bâtiment et tend donc à favoriser l'entrée du polluant dans le bâtiment (Figure 4.26). Le fait que le SDS reste parfois efficace en fonctionnement avec l'extraction mécanique peut aussi s'expliquer par l'effet antinomique du système de ventilation par extraction qui parfois dilue le polluant dans le bâtiment (§ 1.3.5.1).

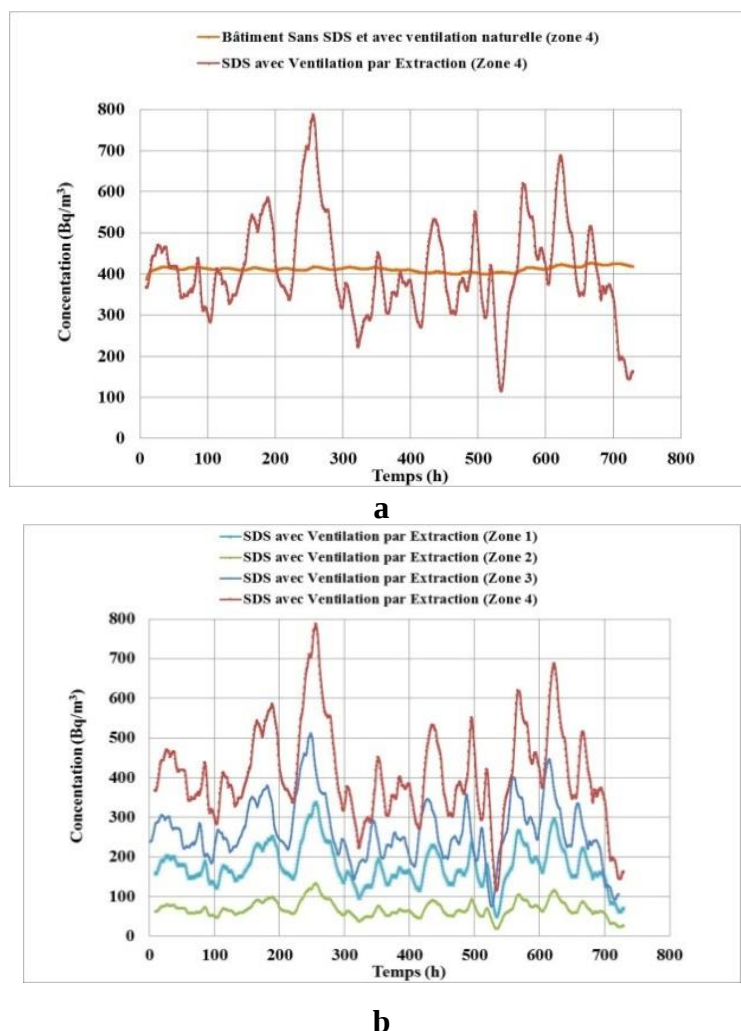


Figure 4.29 : a) Concentration dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement avec une ventilation double flux b) concentration du polluant dans les différentes zones du bâtiment quand le SDS est en fonctionnement

La figure 4.29 b montre les concentrations intérieures dans les différentes zones du bâtiment quand le SDS fonctionne avec la ventilation par extraction mécanique. On peut définir un coefficient d'atténuation entre les zones qui est le rapport des concentrations moyennes dans une zone donnée du bâtiment et la concentration moyenne dans la zone 4 sur la période de simulation. Ce coefficient est (Abdelouhab, 2011) :

$$\text{Coeff} = \frac{C_{\text{zone } 1-3}}{C_{\text{zone } 4}} \quad (4.55)$$

Avec : $C_{zone1-3}$ est la concentration de radon dans les zones allant de 1 à 3 et C_{zone4} la concentration moyenne de radon dans la zone 4 (sous-sol, garage). On obtient les coefficients d'atténuation suivants entre les zones du bâtiment :

Coefficient d'atténuation entre étage		
Coeff ₁	Coeff ₂	Coeff ₃
0.65	0.17	0.43
Coeff-1 : coefficient d'atténuation entre le hall (zone3)/sous-sol (zone 4).		
Coeff-2 : coefficient d'atténuation entre le niveau jardin (zone 2)/ sous-sol (zone 4).		
Coeff-3 : coefficient d'atténuation entre l'étage (zone 1)/ sous-sol (zone 4).		

Tableau 4.3: coefficient d'atténuation entre étages.

Le coefficient d'atténuation (coeff₁) entre le hall (zone3)/sous-sol (zone 4) est plus élevé que les deux autres. Cela signifie, que pour cette configuration de bâtiment et de système de ventilation, le polluant transite majoritairement par ce hall, avec un effet de shunt vis-à-vis du niveau jardin (coeff₂). On observe également un effet de dilution à l'étage (coeff₃).

Ventilation double flux : la figure 4.30 montre qu'avec une ventilation double flux, le SDS est efficace. Le système double flux occasionne une dépression du soubassement approximativement équivalent au cas où le SDS opère avec une ventilation naturelle du bâtiment (Figure 4.26). Cela veut dire que le système double flux ne fait qu'équilibrer les débits extrait et insufflé et ne favorise pas l'entrée de polluant dans le bâtiment.

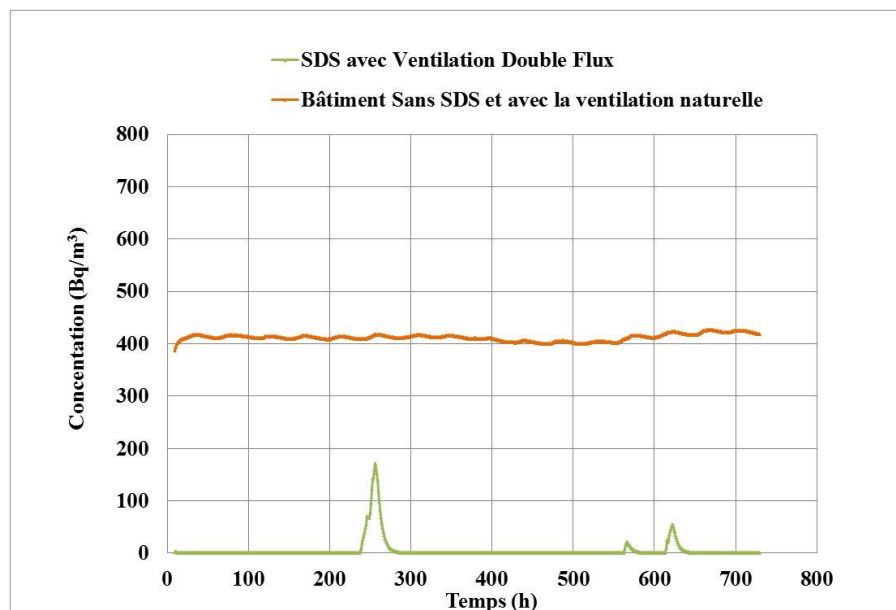


Figure 4.30 : Concentration dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement avec une ventilation double flux.

La figure 4.31a récapitule l'influence des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS. La figure 4.31b montre bien que pour un SDS avec un simple flux par insufflation l'efficacité du SDS est de 100%, pour un double flux de 90 % et pour un simple flux elle est en moyenne de 0.67 %. L'efficacité négative sur la figure 4.31 b signifie que le système de ventilation par extraction exacerbe l'entrée du polluant dans le bâtiment.

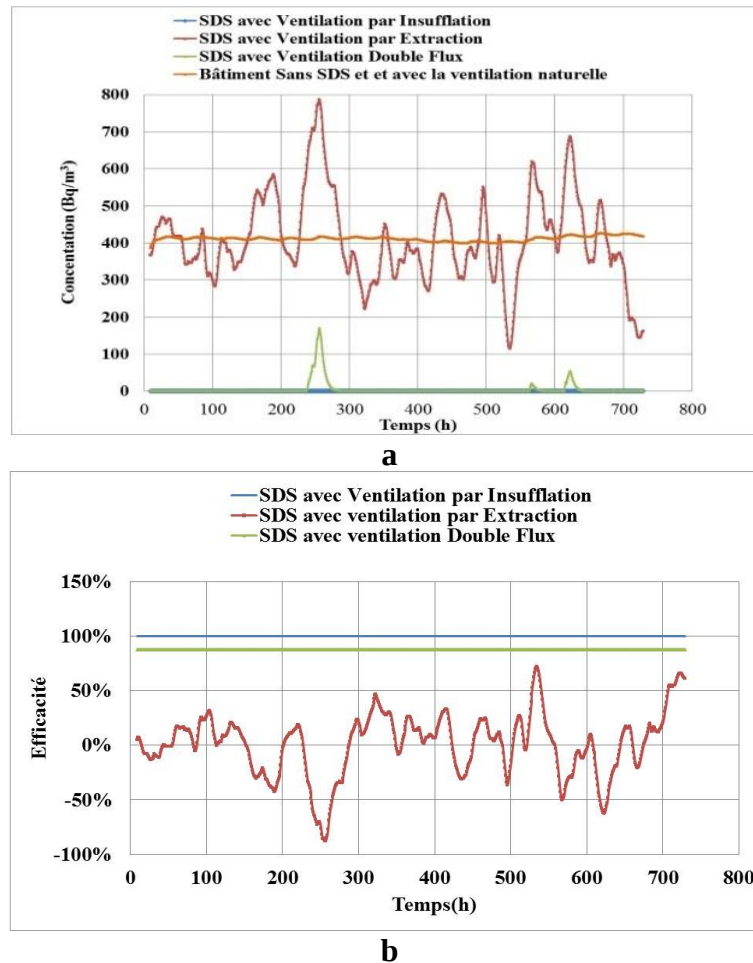


Figure 4.31 : a) Concentration dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement avec une ventilation double flux b) efficacité du SDS en fonctionnement avec les systèmes de ventilation

Pour bien appréhender l'évolution de ces efficacités du SDS, on suit l'évolution des dépressions engendrées par le SDS en fonctionnement avec ces différents systèmes de ventilation. La figure 4.26 montre que le système par extraction augmente la dépression du bâtiment et par conséquent diminue la dépression engendrée par le SDS. La dépression engendrée par le SDS est plus élevée avec la ventilation par insufflation parce que ce système atténue la dépression du bâtiment vis-à-vis de l'environnement extérieure et ainsi augmente la dépression engendrée par le SDS qui devient plus efficace. Le système double flux occasionne une dépression du soubassement approximativement équivalente au cas où le SDS n'est associé avec aucun système de ventilation. Cela veut dire que le Double flux ne fait qu'équilibrer les débits extraits et insufflés et ne favorise pas l'entrée de polluant dans le bâtiment.

Il est important de signaler que dans cette étude, l'efficacité de ces systèmes de ventilation n'est jugée que sur un seul critère, sur la capacité du système à favoriser le blocage de l'entrée des polluants quand il est en fonctionnement avec le SDS. L'efficacité relative de ces systèmes peut bien varier selon d'autres critères comme la performance énergétique, risques de condensation,...

En somme, le système de ventilation par insufflation et le système de ventilation double flux ressortent comme les plus efficaces pour favoriser le bon fonctionnement du SDS. La ventilation naturelle du bâtiment quant à elle ne défavorise pas le bon fonctionnement du SDS.

4.14 CONCLUSION

Ce chapitre a permis de développer des modèles aérauliques permettant de dimensionner les systèmes de dépressurisation du sol en fonctionnement naturel. Deux typologies de soubassement ont été traitées : la dalle portée et le dallage indépendant. Le lit de gravier sous les planchers bas est pris en compte. Particulièrement, l'écoulement dans le lit de gravier est régi par loi de Darcy-Forcheimer.

Les modèles développés tiennent compte de tous les composants d'un SDS : le puisard, le conduit et l'extracteur (actif ou passif). Ils peuvent aussi tenir compte de l'interaction du SDS avec le bâtiment et ses environnements intérieur et extérieur. Ces modèles peuvent également tenir compte d'un éventuel transport convectif et diffusif du polluant dans le bâtiment lorsque le SDS est en fonctionnement.

Les modèles ont été validés expérimentalement pour deux types d'extracteurs naturels : un extracteur à la cape à l'italienne et un extracteur stato-mécanique à fonctionnement statique. Cette confrontation des modèles avec les résultats expérimentaux a été satisfaisante, parce qu'elle démontre que le modèle développé peut donner le même ordre de grandeur que la réalité.

L'une des forces de ces modèles est qu'ils peuvent être facilement intégrés dans n'importe quel code de ventilation pour étudier la performance de ce type de système à atténuer la concentration intérieure en polluants gazeux venant du sol.

L'étude de sensibilité sur les débits d'air extraits par le SDS a montré que la perméabilité du sol, la perméabilité du plancher bas et le coefficient de dépression de l'extracteur naturel peuvent affecter la performance aéraulique du SDS.

Par ailleurs, une première application des modèles a permis d'étudier l'impact de la météorologie sur le fonctionnement du SDS naturel. Pour cela, le SDS naturel a été soumis à trois conditions climatiques différentes. Cette étude a confirmé que la performance du SDS naturel est très liée à son lieu d'implantation, c'est-à-dire aux forces naturelles, le vent et le tirage thermique.

Une seconde étude utilisant le modèle développé, a montré que même si le SDS bloque le flux convectif de polluant vers l'intérieur du bâtiment, un flux diffusif pourrait entrer dans le bâtiment et ainsi atténuer l'efficacité du SDS. L'une des forces des modèles développés est aussi le fait de pouvoir considérer l'éventuel flux convectif et diffusif qui pourrait entrer dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement.

Enfin, une troisième application des modèles a porté sur l'impact des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS naturel. Quatre systèmes de ventilation en fonctionnement avec le SDS ont été modélisés : la ventilation naturelle, la ventilation mécanique par extraction, la ventilation mécanique par insufflation et la ventilation mécanique double flux. Cette étude a permis de montrer que les systèmes de ventilation par insufflation et le système de ventilation double flux sont les systèmes optimaux pour le bon fonctionnement du SDS naturel. Le système de ventilation par insufflation met le bâtiment en surpression et inverse les flux de polluant vers l'intérieur du bâtiment et ainsi favorise le bon fonctionnement du SDS naturel. La ventilation double flux quant à elle met en équilibre le bâtiment et donc n'entrave pas le bon fonctionnement du SDS naturel. La ventilation naturelle du bâtiment n'entrave pas non plus le bon fonctionnement du SDS. Enfin, le système de ventilation par extraction ressort comme le moins optimal pour favoriser le bon fonctionnement du SDS parce qu'il exacerbe la dépression du bâtiment et favorise par conséquent l'entrée de polluants gazeux du sol dans le bâtiment.

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de cette thèse a été double. Le premier a visé à améliorer les modèles analytiques de transfert des polluants gazeux du sol dans les bâtiments servant à l'évaluation de la qualité d'air intérieur. Le deuxième objectif a visé à développer un modèle de dimensionnement d'un système de dépressurisation du sol passif servant à protéger les bâtiments de ces transferts gazeux.

Premièrement, l'amélioration des modèles analytiques a consisté à mieux considérer la prise en compte du transport convectif et diffusif des polluants auprès des fondations. Cela s'est tout d'abord concrétisé par le développement de modèles analytiques de débits d'air dus à la convection pour les typologies de soubassement les plus fréquentes : dalle portée, dallage indépendant, vide sanitaire. Ces modèles tiennent compte aussi de bâtiments avec des murs enterrés et un éventuel lit de gravier sous les fondations. Cette contribution a ainsi permis d'amener une meilleure exhaustivité du traitement des typologies qui est l'une des limites des modèles actuels. L'étude de sensibilité sur les débits d'air analytiques a montré que :

- Le débit d'air du sol entrant dans un bâtiment dépend fortement de la typologie du soubassement
- La présence d'un lit de gravier sous le plancher bas peut augmenter les débits d'air entrant dans le bâtiment pour un dallage indépendant.
- Le débit d'air passant par les murs enterrés des bâtiments n'est pas systématiquement négligeable, il peut être important selon la perméabilité et la profondeur du mur enterré.
- La zone d'influence de la convection auprès des fondations est globalement située à une profondeur égale à la moitié de la largeur du bâtiment et sur la surface du sol à cette même distance des fondations.

Les confrontations numériques et expérimentales réalisées ont donné des résultats satisfaisants et ont permis de conforter la qualité et la pertinence des développements réalisés.

La confrontation des débits d'air analytiques calculés avec notre modèle, d'une part avec ceux de la littérature et d'autre part, avec la valeur par défaut fixée par l'EPA, a montré l'incertitude que l'on peut avoir à négliger les spécificités du soubassement dans l'estimation des débits d'air venant du sol et entrant dans le bâtiment.

Ensuite, l'intégration de ces débits d'air dans un code de simulation aéraulique du bâtiment a montré la robustesse des modèles développés et leur facilité d'intégration dans un code de ventilation pour étudier l'impact des polluants issus des sols sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments.

Les calculs réalisés ont montré que, toute chose égale par ailleurs, le vide sanitaire est la typologie qui limite le plus l'entrée des polluants dans le bâtiment du fait de l'existence d'une zone de dilution. Comparativement au dallage indépendant, le bâtiment avec une dalle portée protège mieux le bâtiment contre l'entrée des polluants gazeux du sol. Cela est dû au fait que pour le dallage indépendant il existe un chemin préférentiel du gaz du sol qui est la fissure périphérique du plancher bas.

Par ailleurs, une approche plus générale est proposée pour tenir compte de la présence de défauts d'étanchéité singuliers et de macrofissures dans la perméabilité à l'air des planchers. Cette approche consiste à repérer ces points singuliers et fissures, à estimer leurs dimensions, à

les classer en trois catégories selon leur géométrie, et enfin à quantifier leur perméabilité équivalente par une équation analytique simple. Cette perméabilité équivalente du plancher peut être facilement intégrée dans les modèles de débits d'air développés.

L'amélioration des modèles a également consisté à mieux traiter la prise en compte du transport couplé par convection et diffusion dans la zone d'influence de la convection sous le bâtiment. L'analyse critique des modèles actuels a montré qu'ils ne tiennent pas bien compte des phénomènes en jeu, notamment l'importance relative de la convection et de la diffusion. La modélisation analytique de ces phénomènes est complexe et le plus souvent impossible directement. Afin de pouvoir les prendre en compte, notre démarche a consisté dans un premier temps à réaliser des expérimentations numériques à l'aide d'un modèle CFD afin de mieux comprendre l'influence relative des phénomènes de convection et diffusion à l'interface sol/bâtiment. Dans un deuxième temps, et sur la base de ces résultats, des modèles semi-empiriques ont été développés pour estimer les flux d'entrée de polluants en fonction des paramètres du sol et pour différentes typologies de soubassement.

L'étude sur l'influence relative des phénomènes de convection et diffusion a montré que :

- Globalement le phénomène de transfert est mixte, convectif et diffusif, mais le flux diffusif est souvent majoritaire.
- Pour des sols relativement imperméables, le flux de polluant peut être uniquement diffusif.
- Pour des sols de perméabilités relativement moyennes, le flux de polluant est mixte (diffusif et convectif). Le flux convectif favorise la concentration du polluant sous le bâtiment et exacerbe ainsi le flux diffusif.
- Pour des perméabilités de sols élevées, la convection prend plus d'importance, mais le flux reste encore fortement diffusif.

Les lois semi-empiriques développées ont été confrontées aux modèles existants (Volasoil amélioré (1998) et Johnson et Ettinger (1991) pour certaines configurations simples. Cette confrontation a montré que les modèles existants ont tendance à surestimer clairement les flux de polluant entrant dans le bâtiment. Ces lois semi-empiriques ont été aussi confrontées à des expériences issues de la littérature. Cette confrontation a été satisfaisante. Ainsi, ces lois semi-empiriques développées peuvent être utilisées avantageusement dans l'évaluation des risques sanitaires liés aux polluants gazeux du sol.

Finalement, ces lois semi-empiriques ont été intégrées dans un code thermo-aéraulique multizone pour étudier l'impact du transfert des polluants du sol sur la qualité de l'air intérieur. Cette étude a montré que la concentration intérieure résultante dépend fortement de la typologie du soubassement. Cette intégration a aussi démontré la robustesse des lois développées et leur facilité d'utilisation pour être associées à un code de ventilation.

Par ailleurs, les lois semi-empiriques d'estimation de flux de polluant entrant dans le bâtiment ont été établies en supposant que le polluant est situé tout droit au-dessus du bâtiment. En utilisant l'approche semi-empirique présentée, ces modèles peuvent être améliorés en tenant compte d'une source de polluant latérale au bâtiment. Cette même approche peut aussi être utilisée pour prendre en compte la biodégradation de certains polluants. La prise compte de ces aspects permettrait d'étendre le domaine d'application des modèles développés.

Les premières confrontations, tant vis-à-vis des modèles existants (Johnson et Ettinger, Volasoil), que de certaines expérimentations disponibles, ont globalement donné satisfaction sur le fait que les modèles développés améliorent l'évaluation des concentrations intérieures liées aux polluants gazeux du sol et donnent le même ordre de grandeur que les mesures. De nouvelles confrontations expérimentales devraient être conduites afin d'avoir une plus grande exhaustivité de situations comparées et d'asseoir encore plus la pertinence des modèles développés.

La méthode d'estimation de la perméabilité équivalente du plancher établie dans cette étude peut être testée sur des cas réels pour valider la pertinence de l'approche proposée. Une étude expérimentale serait nécessaire pour établir une corrélation entre cette perméabilité et le coefficient de diffusion du plancher bas. Ce type de corrélation peut être intégrée dans les lois semi-empiriques développées. L'analogie thermique utilisée pour établir des modèles de débits d'air a été satisfaisante. Cette même analogie en instationnaire peut être utilisée pour développer des fonctions de transfert de polluants gazeux du sol dans les bâtiments en instationnaire. Cela permettrait notamment de prendre en compte des sources polluant finies.

Le second objectif de cette thèse était le développement d'un outil de dimensionnement d'un système de dépressurisation du sol passif afin de réduire le flux d'entrée des polluants dans le bâtiment. Le modèle développé a été confronté à des résultats expérimentaux obtenus dans la maison expérimentale MARIA du CSTB. Sur cette base, la contribution a été la proposition d'un modèle de dimensionnement du SDS à la fois passif et actif. Le modèle a été utilisé pour réaliser de premières études de sensibilité, notamment sur l'impact de la météorologie sur le fonctionnement du SDS, l'impact de l'éventuel flux diffusif qui pourrait entrer dans le bâtiment quand le SDS est en fonctionnement et finalement l'influence des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS. Ces études illustratives ont montré que :

- le fonctionnement du SDS dépend de son site d'implantation, parce que son fonctionnement est très lié aux forces naturelles : le vent et le tirage thermique,
- le fonctionnement du SDS dépend aussi de la saison (été, hiver), le SDS est généralement plus efficace en hiver à cause du tirage thermique plus important,
- quand le SDS est en fonctionnement, un flux diffusif pourrait entrer dans le bâtiment et réduire légèrement l'efficacité du SDS.

Le système de ventilation du bâtiment peut affecter le fonctionnement du SDS, notamment en présence d'un plancher bas plutôt perméable à l'air. Les systèmes de ventilation double flux et par insufflation sont les systèmes optimaux pour le bon fonctionnement du SDS. Le système de ventilation par extraction peut exacerber l'entrée du polluant dans le bâtiment. La ventilation naturelle n'altère pas le fonctionnement du SDS.

Le modèle de dimensionnement du SDS développé dans cette étude a été validé expérimentalement pour l'aspect aéraulique. Ce modèle peut être aussi validé en termes d'évolution de concentration intérieure dans le bâtiment. Ce modèle de dimensionnement du SDS est développé sous l'environnement Matlab/Simulink. L'utilisation de ce type d'outil en bureau d'étude n'est pas toujours attractive. Ainsi, en poursuivant les études de sensibilité, le modèle de SDS développé peut servir de base au développement d'un outil plus opérationnel de dimensionnement de SDS passif dans un environnement plus attractif (exemple : Excel). Cet outil pourrait alors être utilisé directement par les acteurs du domaine afin de définir des moyens de protection efficace contre l'entrée des polluants gazeux venant du sol dans les bâtiments.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdelouhab M., Collignan B., Allard F. (2010).** *Analytical and Numerical quantification of air flows through the ground to study the impact of gaseous soil pollutants on Indoor Air, first results.* Clima2010-10th REHVA, Antalya-Turquie.
- Abdelouhab M., Collignan B. and Allard F. (2010).** *Experimental study on passive Soil Depressurization System to prevent soil gaseous pollutants into building.* Building and Environment, 45, 2400-2406.
- Abdelouhab M. (2011).** Contribution à l'étude du transfert des polluants gazeux entre le sol et les environnements intérieurs des bâtiments. Thèse Université La Rochelle.
- Abreu L. D. and Johnson P. C. (2005).** *Effect of vapor source-building separation and building construction on soil vapor intrusion as studied with a three- dimensional numerical model.* Environ. Sci. Technol. 39: 4550-4561.
- Abreu L.D. and Johnson P.C. (2006).** *Simulating the Effect of Aerobic Biodegradation on Soil Vapor Intrusion into Buildings: Influence of Degradation Rate, Source Concentrations.* Environmental Science and Technology, 40, 2304-2315.
- Allard F. and Utsumi Y. (1992).** *Airflow through large openings.* Energy and Buildings, 18 (1992) 133-145.
- Allard F. (1998).** Natural ventilation in buildings. James & James, London. 356 p.
- Allard F. and Rodriguez E. A. (1992).** *Coupling COMIS airflow model with other transfer phenomena.* Energy and Buildings, 18 (1992) 147-157.
- Aldenkamp F.J. and Stoop P. (1994).** *Sources and transport of indoor radon: measurements and mechanisms.* Rijksuniversiteit Groningen.
- Angell W.J. (2012).** *Radon Control in new homes: a meta-analysis of 25 years of research.* aarst proceedings 2012.
- Adomait M. (1992).** *Soil gas containing VOCs Entering Homes near Hazardous Lands.* Canadian Mortgage and Housing Corporation.
- Andersen C.E. (1992).** *Entry of soil gas and radon entry into houses.* Thesis Technical University of Danemark.
- Andersen C.E. (2001).** *Numerical modeling of radon-222 entry into houses: an outline of techniques and results.* The Science of the Total Environment.; 272(1-3):33-42.
- Arvela H. (2001).** *Experiences in radon-safe building in Finland.* The Science of the total Environment, 272 (1-3), 169-17.
- ASTM (2008).** *Designation: E 1465-08, Standard Practice for Radon Control Options for the Design and Construction of New Low-Rise Residential Buildings.* ASTM International
- Atteia O. (2005).** *Chimie et pollutions des eaux souterraines.* Tec & Doc Lavoisier, p. 398. (ISBN: 2743007613).
- Awbi H.B., 2003.** *Ventilation of buildings.* Second edition, Taylor and Francis (E&FN spon), 522 p.

- Baker P.H., Sharples S., Ward I.E (1987).** Air flow through cracks Building and Environment 1987; 22:293-304.
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008).** *Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds*. RIVM (National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, the Netherlands) report no. 711701049, 140 p.
- Bazant Z. P., Sener S., Kim J. K. (1987).** *Effect of cracking on drying permeability and diffusivity of concrete*. *ACI Materials Journal*, vol. 84, pp. 351-357, 1987.
- Boussa O. (2000).** *Structures en béton soumises à des sollicitations thermomécaniques sévères : évolution des dommages et des perméabilités*. Thèse LMT Cachan.
- Bonnefous Y.(1992).** *Étude numérique des systèmes de ventilation du sol pour diminuer la concentration en radon dans l'habitat*. Thèse de doctorat en Génie Civil : sols, matériaux, Structures et Physique du bâtiment, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 256 p.
- Bonnefous Y., Gadgil A. 1., Fisk W.J., Prill R.I., Nematollahi A.(1992)** *Field Study & Numerical simulation of subslab ventilation systems*. *Environ. Sci. & Techno.* 1992 ; 26: 1752-1759.
- Bozkurt O. (2003).** *Investigation of Vapor Intrusion Scenarios Using a 3-D Numerical Model*; Thesis Brown University.
- Bozkurt O., Pennell K.G., Suuberg E.M (2009).** *Evaluation of the Vapor Intrusion Process for Non-Homogeneous Soils*. *Journal of Ground Water Monitoring & Remediation*, 2009, 29(1), 92-104.
- Brinkman H.C. (1947).** *A calculation of the viscous force exerted by a flowing fluid on a dense swarm particles*, *App.Sci. Res., Sect. A* 1, 27.
- Brunt D. (1952).** *Physical and Dynamical Meteorology*. Cambridge University Press, Cambridge, 2nd edition, p. 114.
- Carman, P.C. (1937).** *Fluid flow through granular beds*, *Transactions of the Institute of Chemical Engineering* (1937) 15:150–66.
- Carman P.C.(1939).** *Permeability of saturated sands, soils and clays*. *J. Agric. Sci.* 29(2):262–273 75.
- CCSN (2012)** (Commission canadienne de sûreté nucléaire), *le radon et la santé*, Info-0813.
- Choi J.W. and Smith J.A. (2005).** *Geoenvironmental factors affecting organic vapor advection and diffusion fluxes from the unsaturated zone to the atmosphere under natural conditions*. *Environ. Eng. Sci.* 22, 95-108.
- Collignan B. (2008).** *Le radon dans les bâtiments : guide pour la remédiation dans les constructions existantes et la prévention dans les constructions neuves*, Guide technique, ed. CSTB.
- Collignan B. and Millet J.R. (1999).** *Estimation of Radon Concentration in House Using a Simple Ventilation Model*." *Radon in the living environment*. 19-23 April 1999 Athens workshop, Greece.
- Comsol Mutiphysics** www.comsol.com/.
- Crawford Brown D.J. and Michel J. (1987)** *Measurement in environmental radon*. *Environmental Science research*, 35, p59-80. Plenum Press.

- Cripps A.J. (1998).** *Air Modeling and measurement of soil gas flow*. AIVC 11619, Construction Research communication Ltd.
- Danyushevsky V.S. and Djabarov K.A. (1973).** *Interaction between pore structure and properties of hydrated cement pastes*. International RILEM Symposium on pore Structure and properties of materials, Prague, Czecholovaskia, 1973, p. D97-D114.
- Darcy H.(1856).** *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*, Delmont, Paris, 1856.
- Dridi L. and 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. Mecanique 334, 611–620.
- Danyushevsky V.S. et Djabarov K.A. (1973),** *Interaction between pore structure and properties of hydrated cement pastes*, International RILEM Symposium on pore Structure and properties of materials, Prague, Czecholovaskia, 1973, p.D97-D114.
- Dénarié E. (2003).** *Application of in situ quality control of cover concrete*, MCS. Institue of structures (IS).
- DeVaull G.E. (2010).** *Vapor intrusion from subsurface to Indoor Air: Biodegradable Petroleum Vapors versus Recalcitrant Chemicals*. Air and Waste Management Association (A&WMA) Specialty Conference 2010, Chicago, Illinois September 29-30, 2010.
- Diallo T.M.O., Collignan B., Allard F. (2013),** Analytical quantification of airflows from soil through building substructures Building Simulation Journal. Volume 6, Issue 1, pp 81-94.
- Diallo T.M.O., Collignan B., Allard F. (2012)** *Contamination of indoor air by soil gas pollutants: the impact of building substructures*. *Conférence Ventilation 2012:17, 18,19, Septembre 2012 Paris*.
- Directive 1999/13/CE relative à la réduction des émissions des composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations**, 11 mars 1999.
- Elenbaas W. (1942).** *Heat Dissipation of Parallel Plates by Free Convection*," Physica, Vol. IX, No. 1, p. 1–28.
- Fauchet B. (1991).** *Analyse proplastique des barrages en béton et de leurs fondations. Rôle de la pression interstielle*. Thèse, ENPC, Paris.
- Fay, J. E., Tekverk, R., Gerard, T. J. (1994).** *Washington State passive stack study*; Fay, J. E., Tekverk, R., Gerard, T. J., Eds.; Environmental Protection Agency: Research Triangle Park, NC, 1994; Vol. V, p. 4.1-4.10.
- Fen C.-S (2006).** *Effective gas-phase diffusion coefficient in soils. Brownfields III: Prevention, Assessment, Rehabilitation and Development of Brownfield Sites*. WIT Transactions on Ecology and the Environment Volume: 94 (ISBN: 978-1-84564-041-5).
- Feustel H. (1990).** *Fundamentals of the multizone air flow model- COMIS*. Technical note AIVC 29. Air Infiltration and Ventilation.
- Forchheimer (1901).** P.H. Z. Ver. Dtsch. Ing. 1901; 45: 1782-1788.
- Ficher M. L. , Bentley A. J., Dunkin K. A., Hodgson, A. T., Nazaroff W. W., Sextro R. G., Daisey J. M.(1996).** *Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination*. Environ. Sci. Technol. 1996, 30 (10), 2948–2957.

- Fisk, W.J., Modera, M.P., Sextro, R.G., Garbesi, K., Wollenberg, H.A., Narasimhan, T.N., Nuzum, T., Tsang, Y.W.(1992).** *Radon entry into basements: approach, experimental structures, and instrumentation of the small structures project.* LBLÐ31864, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.
- FDCA. Department of Community Affairs Radon Program (1996).** *Florida Standard for Radon-Resistant New Commercial Building Construction*, 1996, January 23.
- Gadgil A.J. (1992).** *Models of Radon Entry*, Radiat. Prot. Dosimetry 45(1-4): 373-379.
- Gadgil A.J., Bonnefous Y., Fisk W.J. (1992).** *Relative effectiveness of Sub-Slab Pressurization and Depressurization Systems for Indoor Radon Mitigation: Studies with an Experimentally Verified Numerical Model.* In: Proceedings of the 1992 international symposium on Radon.
- Garbesi K. and Sextro R.G. (1989).** *Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls.* Environ. Sci. Technol., 23 (12), 1481-1487.
- Garbesi K., Sextro R. G., Fisk W. J., Modera M. P., Revzan K. L.(1993).** *Soil-gas entry into an experimental basement - model measurement comparisons and seasonal effects.* Environ. Sci. Technol. 1993, 27, (3), 466-473.
- Gräf H. and Grube H. (1986).** *Verfahren zur Prüfung der Durchlässigkeit von Mörtel und Beton gegenüber Gasen und Wasser*, Beton 36 (5):184-187, (6), 222-226.
- Grasberger S. and Meschke G. (2000).** A hygro-thermal-poroplastic damage model for durability analyses of concrete structures. Proceedings ECCOMAS, Barcelona, 11-14 September, 2000.
- Grathwohl P. (1998).** *Diffusion in Natural Porous Media: Contaminant Transport, Sorption/Desorption and Dissolution Kinetics.* Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London.
- Greenbaum A. (1997).** *Iterative Methods for Linear Systems Frontiers in Applied Mathematics*, vol. 17, SIAM, 1997.
- Greiner U. and Ramm W. (1993).** Air leakage characteristics in cracked concrete. 12 SMIRT, Stuttgart, Kussmaul K, Edition Elsevier science Pubs
- Har Hannoura A.A. and Barends F. (1981).** *Non-Darcy flow: A state of the art.* In: Proceedings of Euromech 143, Delft, 2-4 September 1981.
- Hedegaard S.E., Hansen J., Johannesson T. (1992).** *Chloride Diffusion and corrosion initiation of steel reinforcement in fly-ash concrete*, Building materials Laboratory, Technical University of Denmark, 1986, 13 p.381-387.
- Hensen J. (1999).** *A comparison of coupled and de-coupled solutions for temperature and air flow in a building.* University of Strathclyde (Scotland) - Energy Systems Research Unit.
- Hermann K. (2000).** *Perméabilité au gaz des bétons.* TFB bulletin du ciment n°11, novembre 2000.
- Hers I. and Hood E. (2012).** *Sustainable Approaches for Soil Gas Mitigation Systems* Proceedings AWMA 2012. Denver.
- Hers I. and Zapf-Gilje, R. (1998).** *Canadian consortium research project field validation of soil gas transport to indoor air pathway.* In Proceedings of the 1998 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater; National Groundwater Association: Houston, Texas, 1998; p. 251–266.
- Hillel, D. (1998).** *Environmental Soil Physics.* London. Academic Press.

- Hintenlang D.E. and Al-Ahmandy K.K. (1992).** *Pressure differences for radon entry coupled to periodic atmospheric pressure variations.* Indoor Air 2: 208-215.
- Hodgson M. (1992).** *Field studies on the sick building syndrome.* Annals of the New York Academy of Sciences, Vol.641, p. 21–36, ISSN 0077-8923.
- Holford D.J. and Freeman H.D. (1996).** *Effectiveness of a Passive Subslab Ventilation System in Reducing Radon Concentrations in a Home.* Environ. Sci. Technol. 30, 2914-2920.
- Holman J. P. (2010).** *Heat Transfer*, 10th Edition, Jack P. Holman, Southern Methodist University McGraw-Hill, New York, 2010. ISBN-13 9780073529363
- 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. May 12-16, 2003, Gent, Belgium. www.ineris.fr. Updated Version 14 may 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.
- Interstate Technology & Regulatory Council (2007).** *Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline.* Disponible à: <http://www.itrcweb.org>
- I.E IDEL'CIK (1969).** *Mémento des pertes de charge – Coefficients de pertes de charge singulières et de pertes de charge par frottement.* Traduction du Russe par Madame M. Meury. Collection n°13 du Centre de Recherches et d'essais du Chatou. Eyrolles, Paris.
- IRSN (Institut de Radioprotection et Sécurité nucléaire) (2006).** *Guide sur le radon.* www.irsn.fr
- IRSN (2012).** *Mesure de la perméabilité effective du sol aux gaz autour de la maison expérimentale MARIA du CSTB.* RT/PRP-DGE/2012-00019.
- Jacobi W. and Andrek K. (1963).** *The vertical distribution of radon 222 and radon 220 and their decay products in the atmosphere.* Journal of geophysical Res, 68, p.3799-3814.
- Jansen M.P.M., de Vries L., Phaff J.C., vander Graaf E.R., Blaaboer R.O., Stoop P, Lembrechts J. (1998).** *Modeling radon transport in dutch dwellings. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for public Health and the environment (RIVM).* RIVM report no.954101004.
- Jellali S., Benremita H., Muntzer P., Razakarisoa O., Schäfer G. (2003).** *A large-scale experiment on mass transfer of trichloroethylene from the unsaturated zone of a sandy aquifer to its interfaces.* Journal of Contaminant Hydrology 60, 31-53.
- Jergling, A. (1981).** *Air Leakage Through Cracks in Concrete Elements.* 2nd AIC Conference. Proceedings, Air Infiltration Centre, Old Bracknell Lane West, Bracknell, Berkshire, Great Britain, RG12 4AH.
- Jiránek, M. (2000).** *Diffusive and Convective Transport of Radon through Cracks in the Building Understructure.* In: Radon investigations in the Czech Republic VIII and the fifth international workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping, Český geologický ústav, Praha 2000, p. 65 – 70
- Johnson P.C and Ettinger R.A. (1991).** *Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings.* Environ.Sci.Technol.1991, 25, 1445-1452.

- Johnson, P. C., Hertz M. B., and Beyers D. L . (1990).** *Estimates for hydrocarbon vapor emissions resulting from service station remediations and buried gasoline-contaminated soils.* In *Petroleum Contaminated Soils*, Vol. 3. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan
- Klepeis N.E., Nelson W.C., Ott W.R. (2001).** *The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants.* *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*; 11: 231-52.
- Keskikuru, T., Kokotti, H., Lammi, S. and Kalliokoski, P.(2001).** Effect of various factors on the rate of radon entry into two different types of houses. *Building and Environment*, 36 (10), 1091-1098.
- Kimball, B.A.and Lemon, E.R. (1971).** *Air turbulence effects upon gas exchange.* *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35:16-21.
- Kliest J., Fast W., Boleij J.S.M., Van de Wiel H., Bloemen H. (1989).** *The relation between soil pollution and indoor air pollution with volatile organic compounds.* *Proceedings of the 4th international conference on indoor air quality and climate Berlin*, p. 122-25.
- Koffi J. (2009)** *Analyse multicritère des stratégies de ventilation en maisons individuelles.* thèse Université de la Rochelle.
- Krylov V.V and Fergusson C.C. (1998).***Contamination of Indoor Air by toxic Soil Vapors: The effects of subfloor Ventilation and Other Protective Measures.* *Building and Environment*, Vol.33.No.6.pp331.347.
- Lahvis, M. A.; Baehr, A. L.; Baker, R. J.(1999)** *Quantification of aerobic biodegradation and volatilization rates of gasoline hydrocarbons near the water table under natural attenuation conditions.* *Water Resour. Res.*1999, 35 (3), 753–765.
- Lajoie, P., Leclerc J.M., Schnebelen (2006).** *La ventilation des bâtiments d’habitation : impact sur la santé respiratoire des habitants.* Institut national de santé publique
- Little J.C., Daisey J.M. et Nazaroff W.W. (1992).** *Transport of subsurface contaminants into buildings,* *Environmental Science & Technology* 26 (11):2058-2066.
- Loureiro, C.O., Abriola, L.M., Martin, J.E., Sextro, R.G. (1990).** *Three-Dimensional Simulation of Radon Transport into Houses with Basements under Constant Negative Pressure,* *Environmental Science and Technology*, 1990, 24, 1338-1348.
- Luo H., Dahlen P., Johnson P. C., Peargin T., Creamer, T.(2009)** *Spatial variability of soil-gas concentrations near and beneath a building overlying shallow petroleum hydrocarbon-impacted soils.* *Ground Water Monit. Rem.* 2009, 29 (1), 81–91.
- Maier U. and Grathwohl P. (2005).** *Natural attenuation in the unsaturated zone and shallow groundwater: coupled modeling of vapor phase diffusion, biogeochemical processes and transport across the capillary fringe.* *Reactive Transport in Soil and Groundwater: Processes and Models*, 141-155 pp.
- Marsily G. de (1981).** *Hydrogéologie quantitative* Ed. Masson Paris (1981).
- Martys N. (2001).** *Improved approximation of the brinkman equation using a lattice Boltzmann method.* *Physics of fluids*, volume 13, number 6.
- Marzougui 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 Université de Strasbourg.

- Massmann J. and Farrier D. F. (1992).** *Effect of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone.* Water Resources Research, 1992, 28(3)777-791.
- Mayer G., Jacobs F. and Wittmann F.H. (1992).** *Experimental determination and numerical simulation of the permeability of cementitious materials.* Nuclear Engineering and Design, 138, 171-177.
- Meininghaus R., Knudsen H.N. and Gunnarsen L. (1998).** Diffusion and sorption of volatile organic compounds in indoor surface materials, *EPIC '98, Proceedings of the Second European Conference on Energy Performance and Indoor Climate in Buildings and the Third International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation*, Lyon, France, Vol. 1, pp. 33-38.
- McAlary T. D., Bertrand P., Nicholson S., Wadley, D. Rowlands G., Thrupp and R. Ettinger (2011)** *Pneumatic Testing, Mathematical Modeling and Flux Monitoring to Assess and Optimize the Performance and Establish Termination Criteria for Sub-Slab Depressurization Systems.* Presentation at US EPA Workshop on Vapor Intrusion AEHS Soil and Sediment Conference, 2011, San Diego, CA, March.
- Millington R.J. and Quirk J.M. (1961).** *Permeability of Porous Solids*, Trans. Faraday Soc., 1961, 1200-1207.
- Mivelaz P. (1996).** *Étanchéité des structures en béton armé, fuites au travers d'un élément fissuré*, Thèse EPFL Lausanne n°1539.
- Moldrup P., Olesena T., Gamsta J., Schjønningb P., Yamaguchic T. and Rolston D.E. (2000 a).** *Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Repacked Soil Water-Induced Linear Reduction Model.* Soil Science Society of America Journal, 64, 1588-1594
- Moldrup P., Olesena P., Schjønningb, T. Yamaguchic and D. E. Rolston D. (2000 b).** *Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Undisturbed Soil from Soil Water Characteristics.* Soil Science Society of America Journal. Vol. 64 No. 1, p. 94-100.
- Mounajed, M.R. (1989).** *La modélisation des transferts d'air dans les bâtiments application à l'étude de la ventilation.* Thèse de l'École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Mowris R.J. (1986).** *Analytical and numerical models for estimation the effect of exhaust ventilation on radon entry in houses with basement or crawl spaces.* Berkeley, CA: Lawrence Berkeley Laboratory; Report No. LBL-22067.
- Mowris R. J. and Fisk W.J. (1988).** *Modelling the effects on exhaust ventilation on ^{222}Rn entry rates and indoor ^{222}Rn concentrations.* Health Physics Vol 54.No.5 (May), p.491-501.
- Musielak M. (2012).** *Étude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton.* Thèse de l'Université de Toulouse.tel-00753550.
- Nazaroff W.W. (1988).** *Predicting the rate of ^{222}Rn entry from soil into basement of a dwelling due to pressure-driven air flow.* Radiation Protection Dosimetry Vol.24 No.1/4 pp.199-202. Nuclear technology Pub.
- Nazarof W.W. and Sextro R.G. (1989).** *Technique for Measuring the Indoor ^{222}Rn Source Potential in Soil.* Environmental Science and Technology, vol., 23, p.451-458
- Nazaroff W. W., Feustel H., Nero A. V., Revzan K. L. and Grimsrud D. T. (1985).** Radon transport into a detached one-story house with a basement. *Atmospheric Environment*, 19, 31-46.
- Nazaroff W.W. (1992).** Radon transport from soil to air, *Reviews of Geophysics*, 30, 137-160, 1992.
- Nazaroff W.W. (2003).** *Review of "Application of Risk-Based Screening Levels and Decision*

- Making to Sites with Impacted Soil and Groundwater".Scientific Peer Review of Risk Based Screening Levels Developed by San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board.*
- Nielsen K.K., Rogers V.C., Pugh T.D., Grondzik W.A., Meijer R.J.(1997).** *Radon Penetration of concrete Slab Cracks, Joints, Pipe Penetrations, and Sealants.* Health Physics Society 73 (4):668:678.
- Nuess M. (1989).** *Northwest residential radon standard volume 1 "project report'.* Bonneville Power Administration Report, Portland, OR.
- Nyame B. K. and Illstion J.M. (1980).***Capillary pore structure and permeability of hardened cement past , seventh International congress on the chemistry of cement.* Paris. France. Vol 3, Theme 7.p. 6-1/6-5.
- OMS (Organisation Mondiale pour la Santé) (2005)** *Radon et cancer*, juin 2005.
- Olesen, T., Gamst J., Moldrup P., Komatsu T. and Rolston D.E. (2001).** *Diffusion of sorbing organic chemicals in the liquid and gaseous phases of repacked soil.* Soil Science Society of America Journal 65, 1585-1593.
- Olson D. A., and Corsi R. L. (2001).** *Characterizing Exposure to Chemicals from Soil Vapor Intrusion Using a Two-Compartment Model.* Atmospheric Environment 35:4201-4209.
- Ostendorf D. W. and Kampbell D. H. (1991).** *Biodegradation of hydrocarbon vapors in the unsaturated zone.* Water Resour. Res, 27 (4), 453–462.
- Patterson B. M. and Davis G. B. (2009).** Quantification of vapor intrusion pathways into a slab-on-ground building under varying environmental conditions. Environ. Sci. Technol., 43 (3), 650–656.
- Pennell, K. G., Bozkurt, O., Suuberg, E. M. (2009a).** *Development and Application of a 3-D Finite Element Vapor Intrusion Model.* Journal of the Air and Waste Management Association, 2009, 59: 447-460
- Pennell K. G, Bozkurt O., Suuberg , E. M. (2009b).** *Vapor Intrusion Site Characterization-- Why Invest the Time, Effort and Money in Modeling?* Brown University, Division of Engineering, 182 Hope Street, Providence, RI.
- Penman, H.L. (1940).** *Gas and vapor movements in the soil. The diffusion of vapours through porous solids.* Journal of Agricultural Science 30, 437-462.
- Powers T.C., Copeland L.E, Mann H.M. (1989).** *Capillary Continuity or discontinuity in cement pastes,* Journal of the Portland Cement Association Research and Development Laboratories, Vol, N°2,pp38-48.
- Picandet V. (2001),** *Influence d'un endommagement mécanique sur la perméabilité et diffusivité hybride des bétons.* Thèse de doctorat, université de Nantes, 2001.
- Provoost J., Bosman A., Reijnders L., Bronders J., Touchant K., Swartjes F. (2010).** *Vapour intrusion from the vadose zone—seven algorithms compared.* Journal of Soils and Sediments, 10 (3), 473-483.
- Put L.W. de Meijer R.J. (1989).** Air pressure differences in and around residences: implications for the transport for radon, Universiteit Groningen,Nederland.
- Ristensen A.H., Mortensen L., Høj A.R., Moldrup P. (2008).** *Undersøgelse ved brug af kerneboringer.* Vand & Jord 15, 84-88.
- Rolston D.E. (1986).** *Gas diffusivity. In Methods of soil analysis, part I. Physical and Mineralogical Methods,* 2nd ed. Edited by A. Klute. Agronomy Monograph No9, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison Wis.: 1089-1102.

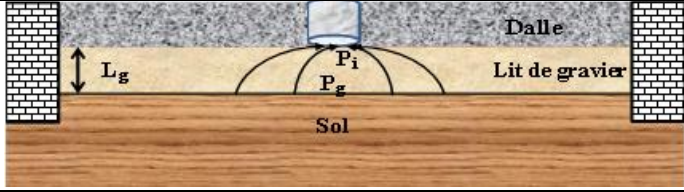
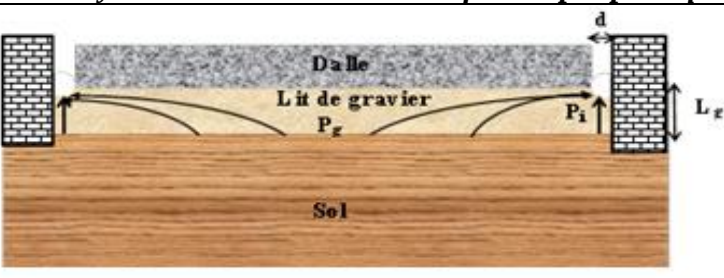
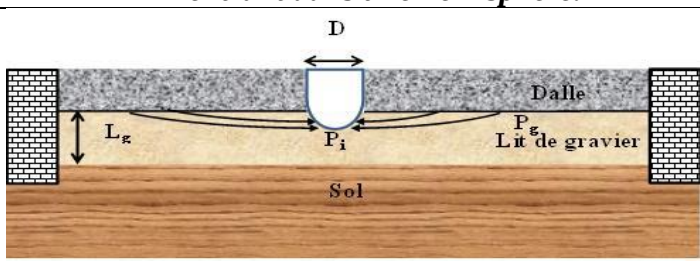
- Reddy T. A., Gadsby K. J., Black H. E.; Harrje D. T., Sextro R.G. (1991).** *Modeling Air Flow Dynamics in Radon Mitigation Systems: A Simplified Approach*. Journal of the Air and Waste Management Association. 1991; 41(11):1476-1482.
- Renaud H. (2010).** *Fondations et soubassements*. Éditeur : Eyrolles; 2e édition (30 septembre 2010). Collection Maisons individuelles. p.76. ISBN : 2212127863.
- Reinhardt H.W. and Joss M. (1998).** Permeability, diffusion, and capillary absorption of concrete at elevated temperature in the service range, *Otto-Graf-Journal* (9): 34-47.
- Renken K.J. and Rosenberg T. (1996).** *Laboratory measurements of the transport of radon gas through concrete samples*. Health Physics, 68 (6), 800-808.
- Revzan K.L., W.J. Fisk and Gadgil A.J. (1991).** *Modeling radon entry into houses with basements: Model description and verification*. Presented at Indoor Air 90, July 29-August 3 1990, Toronto, Canada. Lawrence Berkeley Laboratory Report LBL-27742.
- Revzan K.L. and Fisk W.J. (1992).** *Modeling Radon Entry into Houses with Basements: The Influence of the Structural Factors*. Indoor Air 1992; 2: 40-48.
- Rikken M.G.J., Lijzen. J.P.A., Cornelese A.A. (2001).** *Evaluation of model concepts on human exposure routes of CSOIL*. RIVM, Bilthoven RIVM Report 711701022.
- Riley, W.J. (1996).** *Wind-induced contaminant transport in near-surface soils with application to radon entry into buildings*. Departments of engineering-Civil and Environmental, university of California at Berkeley, 265p.
- Riley, W.J., Gadgil, A.J., Bonnefous, Y.C. and Nazaroff, W.W. (1996).** *The effect of steady winds on radon-222 entry from soil into houses*. Atmospheric Environment, 30 (7), 1167-1176.
- Robé M.C., Tirmarche M. (2003).** Radon dans les bâtiments. Techniques de l'ingénieur; 384: 1-16.
- Robinson A. L., and Sextro R.G. (1995).** *The Influence of a Subslab Gravel Layer and Open Area on Soil-Gas and Radon Entry into Two Experimental Basements*. Health Physics 69 (1995): 367-377.
- Robinson A.L. (1997)** *Soil-gas entry into an experimental basement driven by atmospheric pressure fluctuations measurements, spectral analysis, and model comparison*. Atmospheric Environment Vol 31, No.10, pp. 1477-1485.
- Robinson A. L. and Sextro, R.G. (1997).** *Radon Entry into Buildings Driven by Atmospheric Pressure Fluctuations*. Environmental Science & Technology. 31 (1997): 1742-1748.
- Rogers V.C, Nielson K.K. (1991).** *Multiphase radon generation and transport in porous material*. Health Phys. 1991a; 60: 807-815.
- Rolston D.E., Glauz G.L., Grundmann, Louie D.T. (1991).** *Evaluation of an in-situ method for measurement of gas diffusivity in surface soils*. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:1536-1542.
- Saad Y. and M.H. Schultz (1986).** *GMRES: A Generalized Minimal Residual Algorithm for Solving Nonsymmetric Linear Systems*. SIAM J. Sci. Statist. Comput., vol. 7, pp. 856–869, 1986.
- Schäfer G., Bohy M., Dridi L., Nex F., Pollet I., Razakarisoa O., Zeru A., Bano M., Barzewski B., Merheb F. (2005).** *Forschungsarbeiten am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung zum Transfer und Verbleib von LCKW in Porengrundwasserleitern In: Ressource Untergrund – 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden, Hrsg.: J. Braun, H.-P. Koschitzky,*

- M. Müller. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 145, pp 89-97, ISBN 3-933761-48-4.
- Scott A. G. (1985).** *A computer model study of soil gas movement into buildings*. Report No. 1389/1333, Department of Health and Welfare, Ottawa, Ontario, Canada.
- Sextro R.G. (1987).** *Understanding the origin of radon indoors--Building a predictive capability*. Atmospheric Environment (1967). Volume 21, Issue 2, pages 431–438.
- Sherman M. H. (1980).** *Air Infiltration in Buildings*, PhD Thesis, Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, LBL-10712.
- Sherman M. H. (1992a).** *Simplified modeling for infiltration and radon entry*. LBL-31305, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, CA.
- Sherman M.H (1992b).** *Superposition in infiltration modeling*. Indoor Air 1992; 2: 101-114.12.
- Snow, D.T. (1969).** *Anisotropic permeability of fractured media*, Water resources Research, vol. 5, n°6, p. 1273-1289.
- Soutter M., Mermoud A., Musy A. (2007).** *Ingénierie des eaux et du sol : Processus et aménagements*. Éditeur : PPUR. ISBN : 978-2-88074-724. p. 294.
- Sunderland J. E., Kenneth R.J. (1964).** *Shape factors for heat conduction through bodies with isothermal or convective boundary conditions*. ASHRAE 71st Annual Meeting in Cleveland, Ohio.
- Suzuki T., Takigushi K., Hotta H. (1992).** *Leakage of gas through concrete cracks*, Nuclear engineering and design, vol 133 (1), p.121-130.
- Table curve 2D** http://www.sciencedownload.com/Graph_Plotting/Curve_Fitting/TableCurve_2D/
- Tillman F.D. and Weaver JW. (2005).** *Review of Recent Research on Vapor Intrusion*. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-05/106.
- Tillman F. D. and Weaver J. W. (2006):** Uncertainty from synergistic effects of multiple parameters in the Johnson and Ettinger (1991) vapor intrusion Atmospheric Environment. Volume 40, Issue 22, p. 4098–4112.
- Turk B.H., Prill R. J., Grimsrud D. T., Moed B. A and Sextro R. G. (1990).** *Characterizing the occurrence, sources, and variability of radon in Pacific Northwest homes*. J. Air Waste Management Association, 40, 498-506.
- Troeh F.R., Jabro J.D. et Kirkham D. (1982).** Gaseous diffusion equations for porous materials; Geoderma 27: 239-253.
- U.S. Health Department (2007).** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Evaluating Vapor Intrusion Pathways at Hazardous Waste Sites Introduction Volatile organic chemicals*. Department of Health and Human Services toxicological.
- US-EPA (1991).** *Sub-Slab Depressurization for Low-Permeability Fill Material. Design & Installation of a Home Radon Reduction System*. Office of Research and Development, Washington DC.
- US-EPA (1993).** *Radon reduction techniques for existing detached houses. Technical guidance for Active Soil Depressurisation systems*. 3rd ed. USEPA, EPA/625/R-93/011. tel-00683739, version 1 - 29 Mar 2012.

- US-EPA (2002).** *Users guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings.*
- US-EPA (2003).** *User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings.*
- US-EPA (2004).** *Users guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings.*
- US-EPA (2007).** *Benzene.* U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air and Radiation. 2007.
- US-EPA (2012).** *Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway,* U.S. Environmental Protection Agency, EPA 530-R-10-003, February 2012.
- Urosevic V. and Nikezic D. (2003).** *Radon transport through concrete and determination of its diffusion coefficient.* Radiation Protection Dosimetry 104 (1): 65–70. Nuclear Technology Publishing.
- Van den Berg R. (1994).** *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for humantoxicological intervention values (partly revised edition).* National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bithoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994.
- Vázquez, B.J. (2011).** *Experimental study of the effectiveness of four random mitigation solutions, based on underground depressurization, tested in prototype housing built in a high radon area in Spain.* Journal of Environmental Radioactivity. 102 (2011), 378-385.
- Waitz M.F.W, Freijer, J.I., Kreule P., Swartjes F.A. (1996).** *The Volasoil risk assessment model based on Csoil for soils contaminated with volatile compounds.* Bilthoven, the Netherlands: National Institute for public Health and the environment (RIVM).RIVM report no.715810014.
- Ward D. C., Borak. T. B. and Gadd M. S. (1993).** Characterization of 222 Rn entry into a basement structure surrounded by low permeability soil. *Health Physics*, 65, 1-11.
- Washington J.W., Rose A.W., Ciolkosz E.J. and Dobos R.R. (1994).** Gaseous diffusion and permeability in four soil profiles in central Pennsylvania. *Soil Sci.* 157: 65-76.
- Weaver J. W. and Tillman, F. D. (2005).** *Uncertainty and the Johnson-Ettinger Model for vapor intrusion calculations.* EPA/600/R-05/110, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC.
- Wood J.A., Porter M.L. (1987).** *Hazardous pollutants in class II landfills.* Journal of Air pollution control Association, 37(5): 609-15.
- Yao Y., Shen R.; Pennell K.G., Eric M. Suuberg (2011).** *Comparison of the Johnson-Ettinger Vapor intrusion Screening Model with Full Three Dimensional Model Results.* Environ.Sci.Technol.
- Yao Y., Pennell K.G., Suuberg E.M. (2012).** Estimation of contaminant subslab concentration in vapor intrusion. *Journal of hazardous materials* 06/2012; 231-232:10-7.
- 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.

ANNEXE A : CHUTE DE PRESSION DANS UN LIT DE GRAVIER

On présente dans cette annexe une loi de chute de pression dans un lit de gravier pour les trois typologies présentées dans le tableau suivant :

1-Flux allant de l'interface lit de gravier et entrant dans un cylindre	Résistance R_{g1}
	$R_{g1} = \frac{\mu}{k_{\text{grav}}} \left[\frac{1 - \left(\frac{D}{5.66 L_g} \right)}{1.84 D} \right]$
2-Flux allant de l'interface lit de gravier et entrant dans un cylindre et entrant dans une fissure périphérique	Résistance R_{g2}
	$R_{g2} = \frac{\mu}{k_{\text{grav}}} \left[\frac{(d/2)}{(L_g - d/2)} + \frac{\pi}{2} \frac{1}{\ln\left(\frac{8L_g}{\pi d}\right)} \right]^{-1}$
3-Flux allant de l'interface dalle/lit de gravier et entrant dans une hemisphere.	Résistance R_{g2}
	$R_{g3} = \frac{\mu}{k_{\text{gravier}}} \frac{1}{\pi D}$

Expression de $P_g - P_i$: Selon Bonnefous (1992), l'écoulement dans un lit de gravier est régi par une loi non linéaire, l'équation de Darcy-Fochheimer (Équation 1.12) que nous allons récrire ici.

$$\nabla P = -\frac{\mu}{k} c u^2 - \frac{\mu}{k} u$$

Cette équation comprend deux termes, un terme linéaire et un terme non linéaire. Sur la base de la forme de cette équation, on suppose que la différence de pression ($P_g - P_i$) entre deux interfaces dans le lit de gravier s'écrit :

$$P_g - P_i = a_1 Q^2 + b_1 Q \quad (\text{A.1})$$

Par analogie avec l'équation de Darcy-Forchheimer, on suppose que les coefficients a_1 et b_1 sont respectivement proportionnels à kc/μ et k/μ .

$$a_1 = \frac{\mu}{k} c \alpha_1 \quad b_1 = \frac{\mu}{k} \beta_1 \quad (\text{A.2})$$

Ainsi, selon l'équation A.1 et l'équation A.2, la chute de pression entre deux interfaces s'écrit :

$$P_g - P_i = \frac{\mu}{k} c \alpha_1 Q^2 + \frac{\mu}{k} \beta_1 Q \quad (\text{A.3})$$

Le terme $\mu \beta_1/k$ de l'équation A.3 doit avoir la dimension d'une résistance (Pa/m³/s). Le terme $\mu \alpha_1 c Q/k$ doit aussi avoir la dimension d'une résistance. En utilisant l'analyse dimensionnelle, on trouve que les dimensions de α_1 et β_1 sont :

$$\alpha_1 = \left[\frac{1}{M^3} \right] \quad \beta_1 = \left[\frac{1}{M} \right] \quad (\text{A.4})$$

On suppose que α_1 et β_1 intègrent une notion de facteur de forme S (m) en fonction des géométries considérées entre les deux interfaces. En utilisant l'analyse dimensionnelle, on suppose :

$$\alpha_1 = A_c^{-1} S^{-1} \quad \beta_1 = S^{-1} \quad (\text{A.5})$$

En remplaçant α_1 et β_1 dans l'équation A.3, on trouve :

$$a_1 = \frac{\mu}{kS} c A_c^{-1} \quad b_1 = \frac{\mu}{Sk} \quad (\text{A.6})$$

Le terme μ/Sk de l'équation a la dimension d'une résistance R_g . Donc les coefficients a_1 et b_1 s'écrivent :

$$a_1 = R_g c A_c^{-1} \quad b_1 = R_g, \text{ avec } R_g = \mu/(kS) \quad (\text{A.7})$$

Finalement l'équation A.3 devient :

$$P_g - P_i = R_g c A_c^{-1} Q^2 + R_g Q \quad (\text{A.8})$$

Pour obtenir la chute de pression dans lit de gravier pour les configurations présentées ci-dessous, il suffit juste de changer dans cette dernière équation la résistance R_g . Présentons comment ces résistances sont obtenues

Résistance R_{g1} : La résistance R_{g1} est obtenue en unissant l'analogie thermique d'un flux thermique allant d'une surface infinie et entrant dans un cylindre, la résistance R_{g1} peut être exprimée par :

$$R_{g1} = \frac{\mu}{k} \left[\frac{1 - \left(\frac{D}{5.66 L_G} \right)}{1.85 D} \right] \quad (\text{A.9})$$

Où D (m) est le diamètre du trou, L_G (m) est l'épaisseur de la couche de gravier. La résistance R_s vient de celle trouvée par Sunderland et Johnson (Sunderland et Johnson, 1964) que nous avons corrigé. En effet, la résistance proposée par Sunderland et Johnson (1967) a été obtenue par une analogie électrolytique. En comparant ce facteur avec une simulation numérique 3 D sous le logiciel Comsol (§ 2.1), on a dû corriger cette résistance en la divisant par 2.4. Cette correction est présentée en annexe C.

Résistance R_{g2} : Cette résistance est trouvée en se basant sur les équations 2.28 et 2.30 du § 2 qui donnent respectivement la résistance du flux d'air allant dans la section rectangulaire $d/2$ et celle allant dans le quart de cylindre de rayon $d/2$. La résistance R_{g2} peut s'écrire :

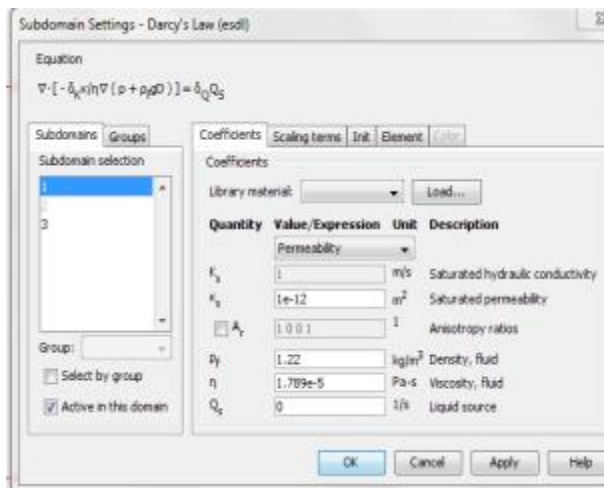
$$R_{g2} = \frac{\mu}{k_{\text{grav}}} \left[\frac{(d/2)}{(L_G - d/2)} + \frac{\pi}{2} \frac{1}{\ln(\frac{8L_G}{\pi d})} \right]^{-1} \quad (\text{A.10})$$

Résistance R_{g3} : La résistance R_{g3} vient de l'analogie thermique avec un flux de chaleur allant d'une surface semi-infinie vers un hémisphère (Holman, 2010). Cette résistance s'écrit :

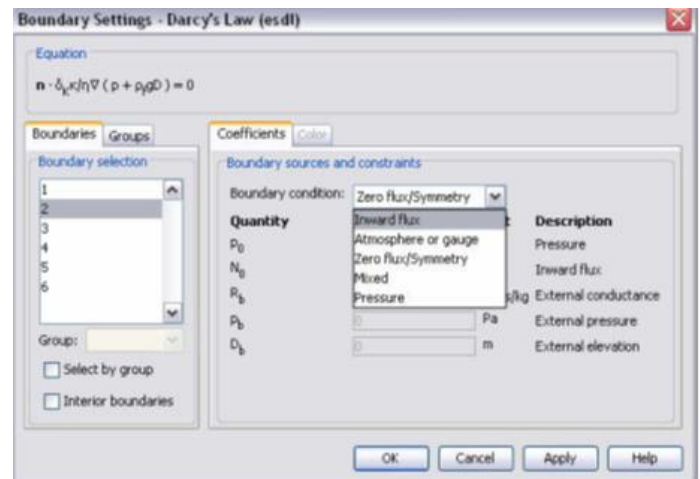
$$R_{g3} = \frac{\mu}{k_{\text{gravier}}} \frac{1}{\pi D} \quad (\text{A.11})$$

ANNEXE B : MODELE COMSOL MULTIPHYSICS 2 D

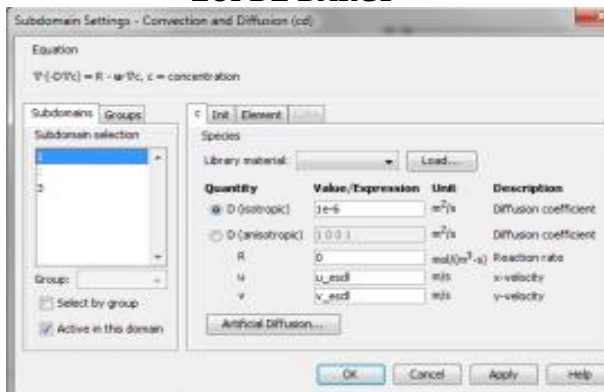
Dans cette thèse, le logiciel CFD par éléments finis Comsol Multiphysics a été utilisé pour la modélisation (www.comsol.com) dans le chapitre 2 pour la validation numérique des modèles analytiques de débits d'air développés. Il a également été utilisé au chapitre 3 pour réaliser les expérimentations numériques qui ont servies au développement des lois semi-empiriques. Les différentes équations utilisées dans COMSOL sont répertoriés dans le tableau suivant :



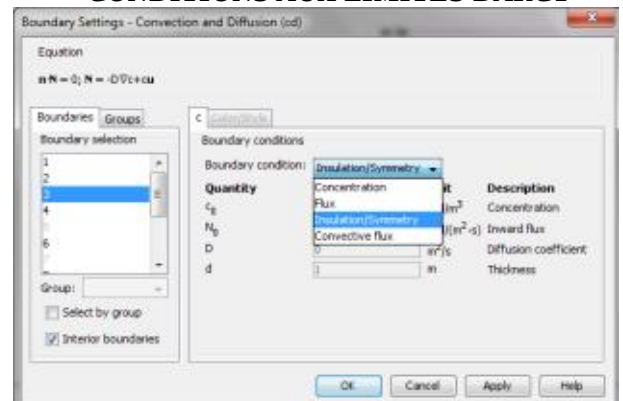
LOI DE DARCY



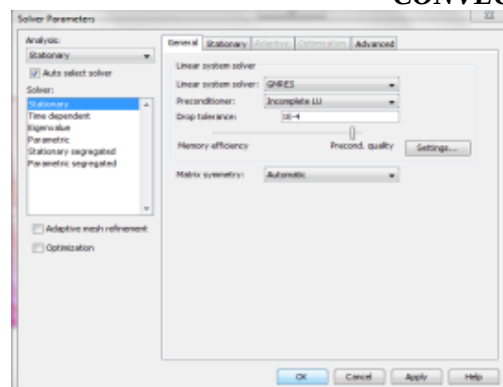
CONDITIONS AUX LIMITES DARCY



EQUATION CONVECTION DIFFUSION



CONDITION AUX LIMITE EQUATION CONVECTION ET DIFFUSION

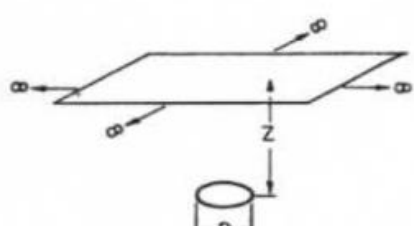


ALGORITHME GMRES

ANNEXE C : CORRECTION RESISTANCE D'UN FLUX THERMIQUE ALLANT D'UNE SURFACE INFINIE ET ENTRANT DANS UN CYLINDRE

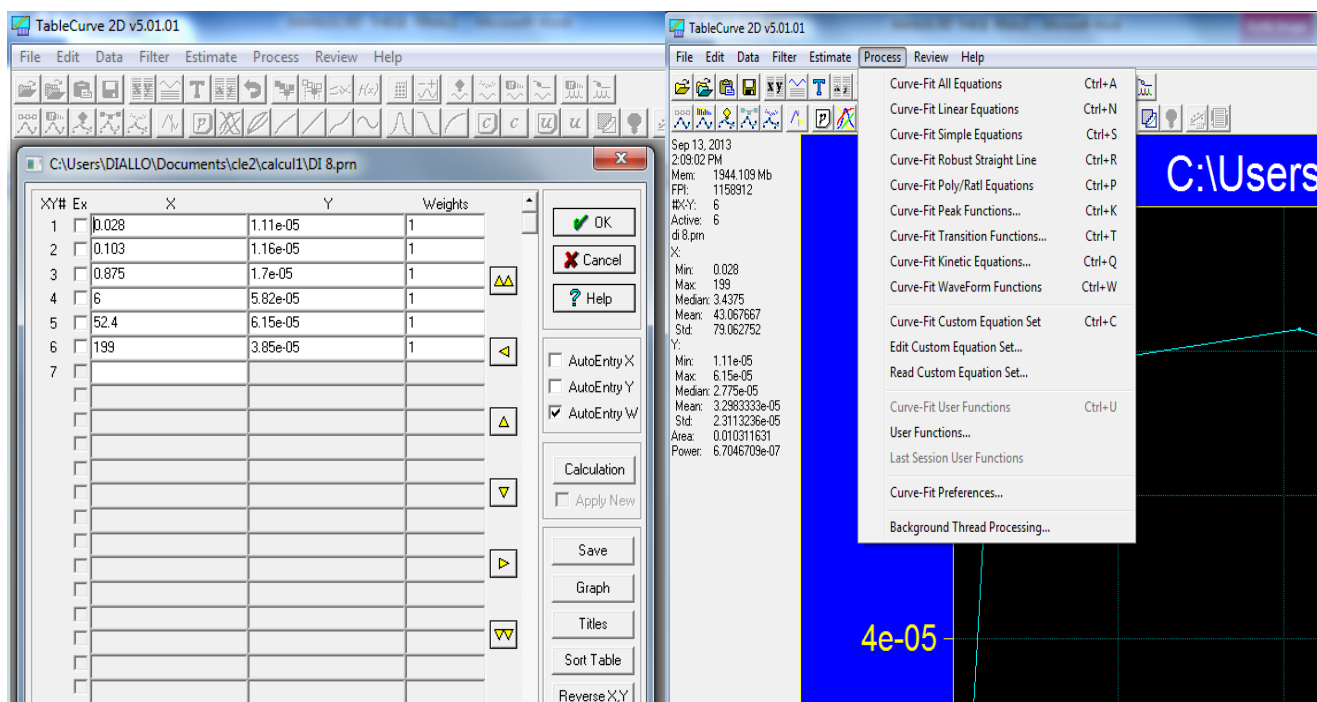
Dans cette étude nous avons eu besoin de quantifier la résistance d'un flux d'air allant d'une surface infinie et entrant dans un cylindre. Pour ce faire, la résistance proposée par Sunderland et Jonson (1964) a été utilisée. Cependant, en utilisant cette résistance, on a constaté qu'elle sous-estime la résistance du flux d'air entrant dans le cylindre. Par la suite, en utilisant le logiciel Comsol 3D, on a corrigé la résistance. Le tableau suivant montre la comparaison entre la résistance thermique analogique R_{ana} (k/W) et la résistance thermique numérique R_{num} (k/W). Les calculs sont effectués pour un flux allant d'une surface de $60 \times 60 \text{ m}^2$ (cette surface est utilisée pour représenter une surface infinie) et entrant dans un cylindre de diamètre 10 cm. Le solide simulé a une conductivité thermique de $400 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$.

ΔT	Résistance analogique	Résistance numérique	R_{num}/R_{ana}
761	4,64E-03	1,10E-02	2,4
77	4,64E-03	1,12E-02	2,4
3,04	4,62E-03	1,10E-02	2,4

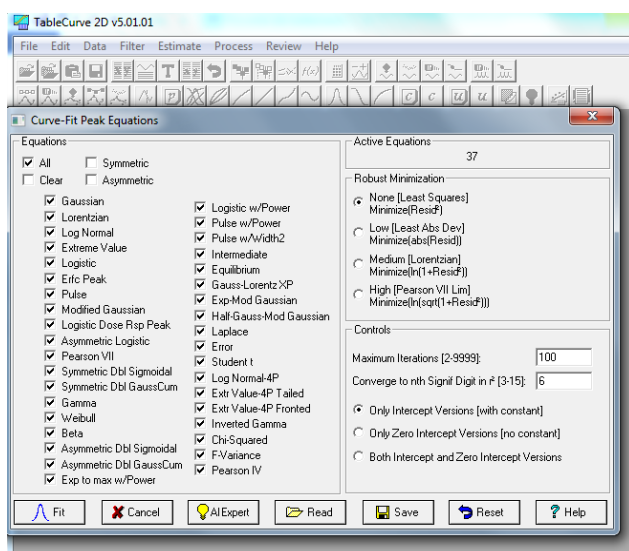
Thin Circular Disk Parallel to and Well Below Infinite Plane  <i>Loi analogique (Sunderland et Johnson, 1964)</i>	$R_{ana} = \frac{1}{\lambda \frac{4.44 D}{1 - \left(\frac{D}{5.66 Z} \right)}}$
<i>Loi analogique corrigée</i>	$R_{num} = 2.4 \frac{1}{\lambda \frac{4.44 D}{1 - \left(\frac{D}{5.66 Z} \right)}} = \frac{1}{\lambda \frac{1.85 D}{1 - \left(\frac{D}{5.66 Z} \right)}}$

ANNEXE D : ETAPES POUR L'OBTENTION DES CORRELATIONS AVEC LE LOGICIEL TABLECURVE2D

Le logiciel Tablecurve2D est utilisé dans cette étude dans le chapitre 3 pour chercher des lois empiriques (www.sigmaplot.com/products/tablecurve2d/tablecurve2d.php). Les étapes d'utilisation de ce logiciel sont synthétisées ci-dessous :

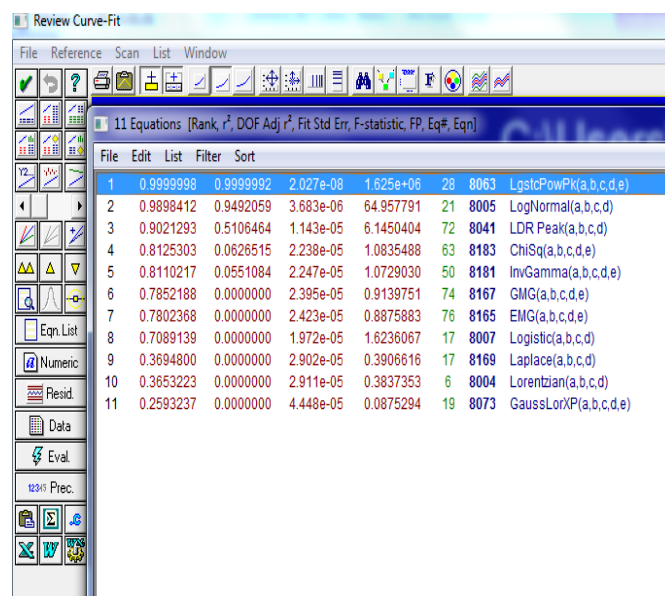


1-ENTRÉE DES DONNÉES 2 D

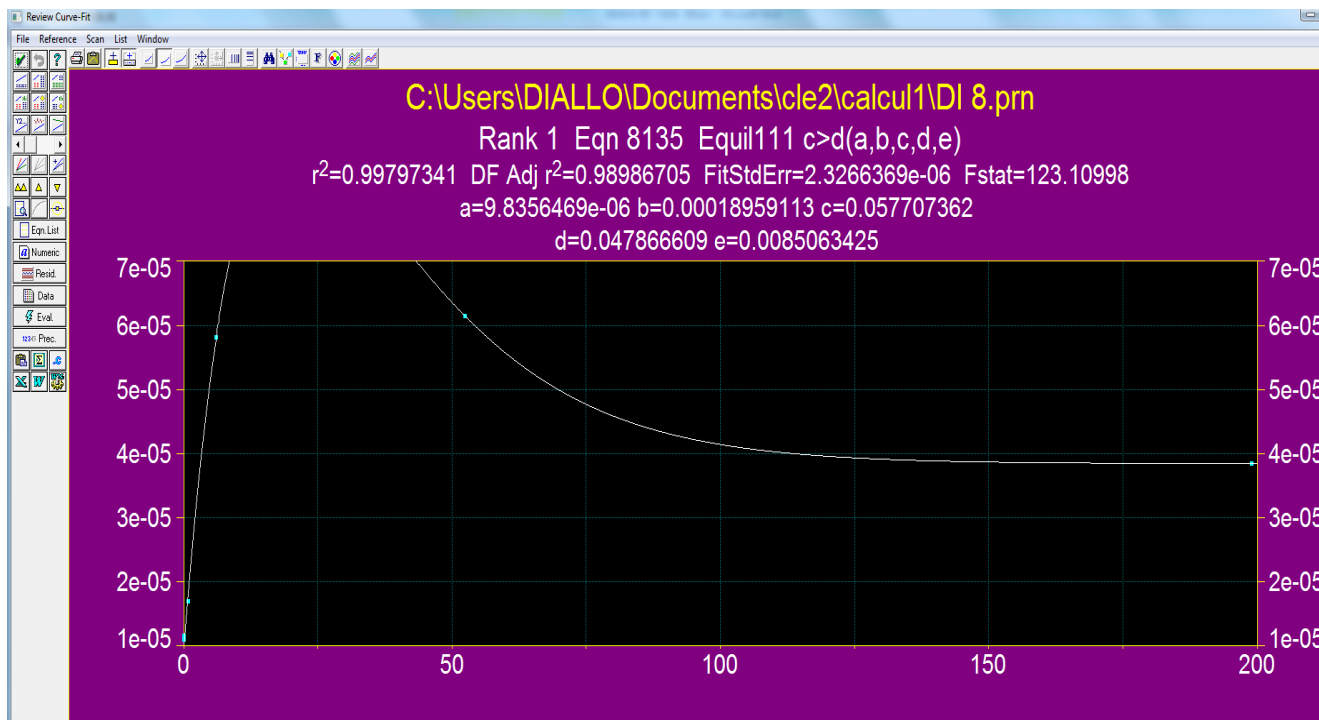


3-LANCEMENT DE LA COMPARAISON

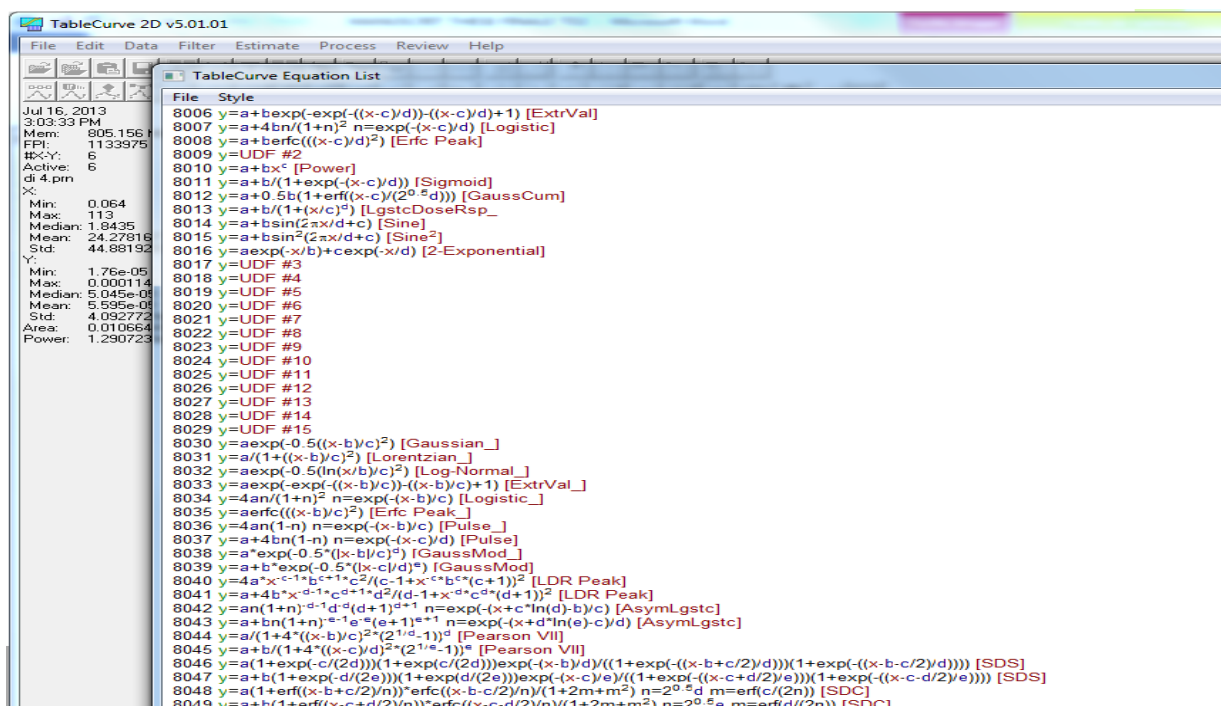
2-CHOIX DU TYPE D'ÉQUATIONS



4-EQUATIONS PROPOSEES

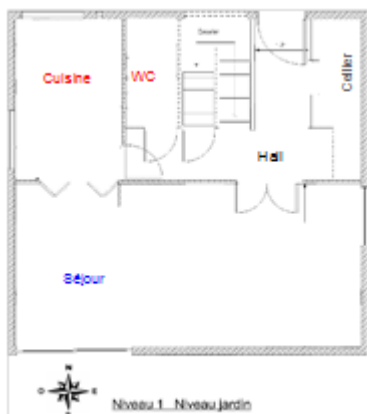


5-AFFICHAGE DE LA COURBE OBTENUE

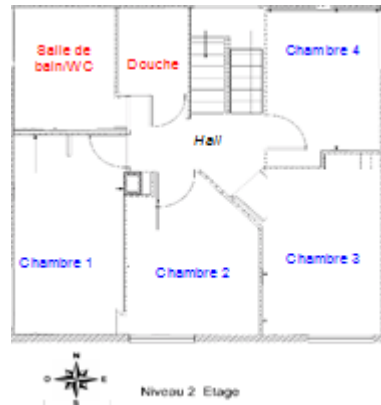


6-RECHERCHE DE LA CORRELATION CORRESPONDANT A LA COURBE OBTENUE

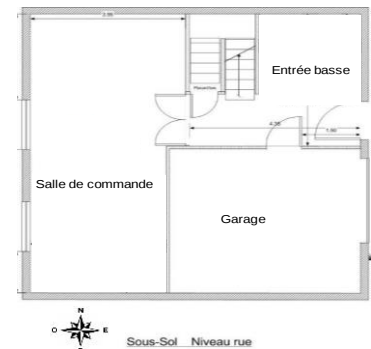
ANNEXE E: PRESENTATION DE LA MAISON EXPERIMENTALE MARIA



a) Le niveau jardin de la maison



b) Le niveau étage de la maison



c) Plan du sous-sol de la maison

Plan de la maison Maria

La maison MARIA est un bâtiment à base carrée de côté extérieur 9,10 m et de hauteur totale, toiture comprise, d'environ 10,90 m. Le volume est de 656 m³ (sans la toiture), et la surface habitable (niveau jardin et étage) est d'environ 142 m². Les différentes dimensions figurent dans le tableau suivant :

Niveau	Pièce	H (m)	W (m)	L (m)
Étage	Chambre 1	2,5	2,53	5,15
	Chambre 2	2,5	3,02	3,52
	Chambre 3	2,5	2,7	4,47
	Chambre 4	2,5	2,61	3,95
	Salle de bain WC	2,5	2,3	3,17
	Douche	2,5	1,3	2,2
Jardin	Séjour	2,5	8,41	4,21
	Cuisine	2,5	2,6	4,15
	Cabinet d'aisance	2,5	1,27	2,5
	Cellier	2,5	1,3	3,1
	Hall+escalier	5	2	4,5
Sous-sol	Sous-sol	2,14	8,41	8,41
	Garage seul	2,14	4,34	4,34