

CEA-R-5946



COMMISSARIAT À L'ÉNERGIE

A1000648  
ISSN 0429 - 3460



FR0106311

Doc. Enreg. le 2/14/2001...  
N° TRN FR 010 6311

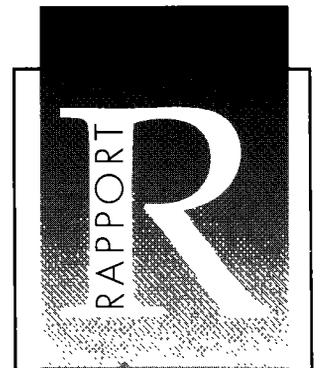
**LA MIGRATION DU RADON 222 DANS UN SOL.  
APPLICATION AUX STOCKAGES DE RÉSIDUS  
ISSUS DU TRAITEMENT DES MINÉRAIS D'URANIUM**

*par*  
**Cécile FERRY**

INSTITUT DE PROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE  
DÉPARTEMENT DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

SERVICE D'ÉTUDES ET DE RECHERCHES  
SUR LA GÉOSPHERE ET L'ÉLIMINATION DES DÉCHETS

CENTRE D'ÉTUDES DE FONTENAY-AUX-ROSES



DIRECTION DES TECHNOLOGIES  
DE L'INFORMATION

**RAPPORT  
CEA-R-5946**

INSTITUT DE PROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

---

---

## Résumé

Les résidus issus du traitement des minerais d'uranium contiennent du radium-226 en quantités relativement importantes. Ce radionucléide génère, par décroissance radioactive, un gaz lui-même radioactif, le radon-222. L'inhalation du radon et de ses descendants constituant un risque sanitaire pour l'Homme, les résidus — stockés en surface généralement à l'emplacement des anciens sites d'exploitation minière — sont recouverts par une ou plusieurs couches de matériaux peu radioactifs. Afin d'estimer au mieux la voie aérienne d'impact sur l'environnement des stockages de résidus, en particulier en ce qui concerne le long terme, il est nécessaire de déterminer et de comprendre les mécanismes qui contrôlent l'émission du radon à la surface d'un milieu soumis aux contraintes météorologiques.

Un modèle de migration du radon dans la zone insaturée des sols est développé à cet effet. Il repose sur la modélisation des écoulements d'air et d'eau dans le milieu poreux étudié, et sur la modélisation du transport de radon par diffusion dans les pores et advection dans la phase gazeuse de ce milieu. Le code de calcul *TRACI* (*T*ransport de *R*adon dans la *C*ouche *I*nsaturée) calcule ainsi l'évolution dans le temps des teneurs en eau, des vitesses de Darcy des fluides présents dans les pores du matériau, des concentrations de radon dans la phase gazeuse et des flux de radon à la surface du matériau, le tout en fonction des conditions météorologiques. Ses résultats sont confrontés à des mesures réalisées en continu dans un résidu minier, ainsi que dans le matériau de couverture d'un site de stockage de résidus. Les paramètres d'entrée des simulations sont choisis en fonction de la texture du matériau étudié. Au regard des incertitudes existant sur les mesures et sur les caractéristiques hydriques « réelles » des matériaux, les valeurs calculées par *TRACI* sont en bon accord avec les valeurs mesurées, au moins sur le long terme. L'analyse des résultats obtenus révèle en outre une bonne compréhension de la plupart des phénomènes transitoires observés.

---

---

## Abstract:

Uranium Mill Tailings (UMT) contain comparatively large quantities of radium-226. This radionuclide yields, by radioactive decay, the radioactive gas radon-222. Tailing piles are routinely covered to reduce the radon release-rate into the atmosphere. In order to assess the long term environmental impact of a UMT repository, mechanisms governing radon exhalation at the soil surface must be deciphered and understood.

A model of radon transport in the unsaturated zone is developed for this purpose: water- and air-flow in the porous material are determined, as well as radon transport by diffusion in the pore space and advection by the gas phase. The radon transport model in the unsaturated zone — *TRACI* (which stands, in French, for *Radon Transport within the Unsaturated Layer*) — calculates moisture contents in the soil, Darcy's velocities of the liquid and gas phases, radon concentrations in the gas phase and radon flux at the soil surface.

*TRACI*'s results are compared with observations carried out on a UMT and a cover layer. Input parameters are derived from the textural analysis of the material under study, whereas upper boundary conditions are given by meteorological data. If we consider measurement errors and uncertainties on the porous medium characterisation, model's results are generally in good agreement with observations, at least on the long run. Moreover, data analysis shows that transient phenomena are understood as well, in most situations.

---

---

**ORSAY**

N° D'ORDRE : 6127

**UNIVERSITE DE PARIS-SUD  
U.F.R. SCIENTIFIQUE D'ORSAY**

**THESE**

présentée

pour obtenir

**Le GRADE de DOCTEUR EN SCIENCES  
DE L'UNIVERSITE PARIS XI ORSAY**

PAR

**Cécile FERRY**

SUJET :

**LA MIGRATION DU RADON-222 DANS UN SOL.  
APPLICATION AUX STOCKAGES DE RESIDUS ISSUS DU  
TRAITEMENT DES MINERAIS D'URANIUM.**

soutenue le 21 Avril 2000 devant la Commission d'examen

<b>Rapporteurs</b>	M. Pierre RENAULT	Chargé de Recherches à L'Institut National de la Recherche Agronomique d'Avignon
	M. Georges TYMEN	Professeur à l'U.B.O. de Brest
<b>Examineurs</b>	M. Michel GENET	Professeur à l'Université d'Orsay
	M. Henri METIVIER	Directeur de Recherches à l'IPSN, Fontenay-aux-Roses
	M. Laurent SOHIER	H.D.R., COGEMA, Vélizy
	M. Jean-Christophe SABROUX	Ingénieur à l'IPSN, Saclay

- Rapport CEA-R-5946-

Centre d'Études de Fontenay-aux-Roses  
Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire  
Département de Protection de l'Environnement  
Service d'Études et de Recherches sur la Géosphère et l'élimination des Déchets

LA MIGRATION DU RADON 222 DANS UN SOL.  
APPLICATION AUX STOCKAGES DE RÉSIDUS  
ISSUS DU TRAITEMENT DES MINÉRAIS D'URANIUM.

par

Cécile FERRY

- Décembre 2000 -

# Remerciements

*Maintenant que ce travail touche à sa fin, le temps est venu de remercier les personnes qui, à leur façon, ont contribué à sa réalisation.*

*Je commence ainsi par adresser de vifs remerciements à Bernard Bonin, Chef du Service d'Etudes et de Recherches sur la Géosphère et l'élimination des Déchets, pour m'avoir convaincu de me lancer dans des travaux de thèse. Par là même, je tiens à remercier Jean-Claude Barescut, Chef du Département de Protection de l'Environnement, et Marie-Christine Robé, Chef du Laboratoire d'Etudes et d'Interventions Radon et Polluants Atmosphériques, pour avoir permis sa réalisation dans de bonnes conditions.*

*J'exprime mon extrême reconnaissance envers le Professeur Michel Genet pour avoir accepté de diriger ces travaux,*

*Les données expérimentales qui ont permis d'effectuer la validation du code, n'auraient pu être obtenues sans la réalisation d'un Programme d'Intérêt Commun entre l'IPSN et la COGEMA. Je remercie Jean-Paul Pfiffelmann et François Ruhlmann de la Branche Uranium de COGEMA, pour leur investissement dans ce projet.*

*Ces travaux n'auraient pu aboutir sans les compétences en métrologie existant au Laboratoire d'Etudes et d'Interventions Radon et Polluants Atmosphériques. Je tiens ainsi à remercier Patrick Richon pour son appui technique, sa patience, son enthousiasme et Alain Beneito, pour sa disponibilité, son aide précieuse sur le terrain et les œuvres picturales illustrant le mémoire.*

*La caractérisation des différents matériaux a été faite au Laboratoire d'Etudes des Stockages de Surface par Sylvain Bassot, Jean-Luc Roujou et Jérôme Collin. Je les remercie pour leur contribution.*

*A ces remerciements, j'associe les personnes qui, grâce à leur expérience du sujet, ont apporté leur pierre à cet ouvrage : Jean-Christophe Sabroux pour ses idées originales sur la migration « lointaine » du radon et Jean-Marc Peres pour toujours me ramener dans le droit chemin.*

*J'adresse une pensée particulière à tous ceux qui m'ont accompagné tout au long de ce travail : Didier et Alain, qui me supportent tous les jours ; Géraldine à qui je souhaite une grande réussite dans ses propres travaux de thèse ; Stéphanie pour sa bonne humeur malgré les coups durs ; Delphine pour sa confiance ; Geneviève pour son soutien ; Moana et Bruno pour leur amitié ; et une pensée très personnelle à mes parents, ma mamie et Erick,*

*Enfin, je remercie M. Renault, M. Tymen, M. Métivier et M. Sohier, pour le temps qu'ils ont consacré à la lecture de cet ouvrage et leur participation au jury.*

# TABLE DES MATIERES GENERALE

<i>Remerciements</i>	1
<b>Liste des symboles</b>	9
<b>Liste des tables</b>	11
<b>Liste des figures</b>	13
<b>Introduction</b>	19

## CHAPITRE I : Contexte de l'étude

<b>1. LE RADON</b> .....	<b>25</b>
1.1. LES ORIGINES.....	25
1.1.1 <i>La découverte du radon</i> .....	25
1.1.2 <i>La radioactivité naturelle</i> .....	25
1.2. LES PROPRIÉTÉS DU RADON .....	27
1.2.1 <i>Les propriétés nucléaires</i> .....	27
1.2.2 <i>Les propriétés physico-chimiques</i> .....	28
1.2.3 <i>L'ubiquité</i> .....	28
1.3. LES RISQUES RADIOTOXICOLOGIQUES ASSOCIÉS AU RADON .....	29
<b>2. LES RÉSIDUS MINIERS EN FRANCE</b> .....	<b>29</b>
2.1. LEURS ORIGINES .....	29
2.1.1 <i>Les résidus miniers d'extraction</i> .....	29
2.1.2 <i>Les résidus miniers de traitement</i> .....	30
2.2. LES STOCKAGES.....	33
2.3. L'IMPACT RADIOLOGIQUE DES SITES DE STOCKAGE.....	34
2.3.1 <i>Le transfert par l'eau</i> .....	34
2.3.2 <i>Le transfert par l'air</i> .....	35
2.3.3 <i>La réglementation en vigueur</i> .....	35
<b>3. CONCLUSION</b> .....	<b>36</b>

## CHAPITRE II : La migration du radon dans un milieu poreux

<b>1. LE MILIEU ÉTUDIÉ .....</b>	<b>39</b>
1.1. LE MILIEU POREUX .....	39
1.1.1 Définition.....	39
1.1.2 Le Volume Élémentaire Représentatif (V.E.R.) .....	39
1.1.3 Quelques grandeurs caractéristiques.....	41
1.1.4 L'analyse texturale.....	42
1.2. LA ZONE INSATURÉE D'UN SOL .....	43
1.2.1 Définition.....	43
1.2.2 Teneur en eau et pression capillaire.....	45
1.3. CONCLUSION .....	47
<b>2. LES MECANISMES DE L'EXHALATION .....</b>	<b>48</b>
2.1. L'ÉMANATION DU RADON.....	48
2.1.1 Définition.....	48
2.1.2 Les mécanismes de l'émanation.....	48
2.1.3 L'influence des caractéristiques du milieu.....	49
2.2. L'EXHALATION DU RADON .....	50
2.2.1 Définition.....	50
2.2.2 Les mécanismes du transport .....	51
2.2.3 L'influence des facteurs météorologiques.....	52
2.3. CONCLUSION .....	53
<b>3. LA MODELISATION DU TRANSPORT DU RADON DANS LA ZONE INSATUREE .....</b>	<b>53</b>
3.1. INTRODUCTION.....	53
3.2. LE MODÈLE D'ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS LA ZONE INSATURÉE .....	54
3.2.1 Les hypothèses.....	54
3.2.2 La formulation mathématique des concepts de base.....	56
3.2.3 Les relations de fermeture.....	58
3.2.4 Les conditions aux limites des écoulements .....	59
3.3. LE MODÈLE DE TRANSPORT DU RADON .....	60
3.3.1 Les hypothèses.....	60
3.3.2 La formulation mathématique des concepts de base.....	61
3.3.3 Les relations de fermeture.....	63
3.3.4 Les conditions aux limites du transport.....	64
<b>4. LE CODE DE CALCUL TRACI – TRANSPORT DE RADON DANS LA COUCHE INSATUREE</b>	<b>64</b>
4.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE.....	64
4.1.1 La méthode de résolution.....	64
4.1.2 Les paramètres d'entrée et de sortie .....	65
4.1.3 Les tests de vérification.....	66
4.2. CONCLUSION .....	67

# CHAPITRE III : Etude expérimentale de la migration du radon dans un résidu minier et un matériau de couverture

<b>1. LES PRINCIPES GENERAUX DE L'INSTRUMENTATION .....</b>	<b>71</b>
1.1. DESCRIPTION D'UN SITE EXPERIMENTAL .....	71
1.1.1 L'acquisition des variables d'entrée .....	71
1.1.2 L'acquisition des variables de sortie.....	71
1.2. LES METHODES DE MESURE .....	72
1.2.1 Le suivi des écoulements dans le sol .....	72
1.2.2 Le suivi du radon dans le sol et à sa surface.....	73
<b>2. L'EXERCICE DE VALIDATION .....</b>	<b>75</b>
2.1. DESCRIPTION DU SITE INDUSTRIEL DE BESSINES (COGEMA).....	75
2.1.1 Historique.....	75
2.1.2 La situation actuelle.....	76
2.2. LE RESIDU MINIER.....	76
2.2.1 Description des dispositifs expérimentaux .....	77
2.2.2 Le résidu.....	78
2.3. LA COUVERTURE DE LAVAUGRASSE.....	80
2.3.1 Description de l'instrumentation.....	80
2.3.2 Caractérisation de la couverture « in situ ».....	81
2.3.3 Caractérisation en laboratoire du matériau de couverture.....	84
2.4. BILAN DE L'INSTRUMENTATION.....	85

## CHAPITRE IV : La validation *in-situ*

<b>1. LES VALEURS DES PARAMÈTRES D'ENTRÉE.....</b>	<b>89</b>
1.1. LES PARAMÈTRES SENSIBLES.....	89
1.1.1 Cas stationnaire.....	89
1.1.2 Les phénomènes transitoires.....	90
1.2. LES CARACTÉRISTIQUES HYDRIQUES.....	91
1.2.1 Les méthodes de caractérisation.....	91
1.2.2 L'analyse texturale.....	92
1.3. LES DONNÉES D'ENTRÉE DES SIMULATIONS.....	93
1.3.1 Le résidu minier.....	94
1.3.2 Le matériau de couverture de Lavaugrasse.....	95
<b>2. LE RESIDU MINIER.....</b>	<b>98</b>
2.1. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR UN MOIS DE MESURES.....	98
2.1.1 Les écoulements.....	99
2.1.2 Le transport du radon.....	101
2.1.3 Conclusion.....	105
2.2. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR 12 MOIS DE DONNÉES.....	108
2.2.1 Les écoulements.....	109
2.2.2 Le transport du radon.....	112
2.2.3 Conclusion.....	115
<b>3. LE MATERIAU DE COUVERTURE.....</b>	<b>116</b>
3.1. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR UN MOIS DE MESURES.....	116
3.1.1 Les écoulements.....	116
3.1.2 Le transport du radon.....	122
3.1.3 Conclusion.....	125
3.2. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR 18 MOIS DE MESURES.....	126
3.2.1 Les écoulements.....	127
3.2.2 Le transport du radon.....	130
3.2.3 Conclusion.....	135
 <b>Conclusion</b>	 <b>137</b>
 <b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	 <b>141</b>

## ANNEXES

<b><u>ANNEXE 1A</u> : Loi de Conservation de la Masse pour un Fluide Quelconque : Cas Général</b>	<b>151</b>
<b><u>ANNEXE 1B</u> : Gestion des Conditions limites dans <i>TRACI</i></b>	<b>153</b>
<b><u>ANNEXE 1C</u> : Discrétisation des Equations par la Technique des Différences Finies</b>	<b>155</b>
<b><u>ANNEXE 1D</u> : Organisation des Procédures dans TRACI</b>	<b>158</b>
<b><u>ANNEXE 1E</u> : Description des tests de vérification</b>	<b>159</b>
<b><u>ANNEXE 2A</u> : Présentation du Système d'Observation et de Cartographie de la Radioactivité, Autonome et Transportable pour l'Environnement (<i>SOCRATE</i>)</b>	<b>167</b>
<b><u>ANNEXE 2B</u> : Plan du Site Industriel de Bessines-sur-Gartempe – Juillet 1996 –</b>	<b>168</b>
<b><u>ANNEXE 3</u> : Description des Etudes d'Incertitude et de Sensibilité réalisées sur TRACI</b>	<b>171</b>

## – Liste des symboles –

$b$	constante de corrélation entre $k_d$ et $\theta$	-
$C_l$	capacité capillaire du milieu	$m^{-1}$
$C_{Ra}$	teneur en radium du milieu <sup>1</sup>	$Bq.kg^{-1}$
$C_{Rn}^l$	concentration de radon dans la phase liquide du milieu <sup>1</sup>	$Bq.m^{-3}$
$C_{Rn}^g$	concentration de radon dans la phase gazeuse du milieu <sup>1</sup>	$Bq.m^{-3}$
$C_{Rn}^p$	concentration de radon dans l'espace des pores du milieu <sup>1</sup>	$Bq.m^{-3}$
$C_{Rn}^s$	concentration de radon dans la phase solide du milieu <sup>1</sup>	$Bq.kg^{-1}$
$D$	coefficient de diffusion global dans les pores du milieu	$m^2.s^{-1}$
$D_o$	coefficient de diffusion du radon dans l'air (libre)	$1,1 \cdot 10^{-5} m^2.s^{-1}$
$E$	facteur d'émanation total du milieu	-
$E_o$	facteur d'émanation du milieu sec	-
$E_{S^*}$	facteur d'émanation du milieu à la saturation $S^*$	-
$g$	module d'accélération de la pesanteur	$9,81 m.s^{-2}$
$h_b$	pression d'entrée de l'air exprimée en hauteur d'eau	$m$
$h_c$	pression capillaire exprimée en hauteur d'eau	$m$
$h_g$	pression relative du gaz dans le milieu exprimée en hauteur d'eau	$m$
$h_l$	pression relative du liquide dans le milieu exprimée en hauteur d'eau	$m$
$h_o$	pression de référence exprimée en hauteur d'eau	$10,2 m$
$H$	hauteur totale de la colonne de sol étudié	$m$
$H_k$	hauteur de la couche de matériau k	$m$
$H_r$	humidité relative de l'air	%
$k_d$	coefficient de distribution du radon dans le milieu	$m^3.kg^{-1}$
$k_{do}$	coefficient de distribution du radon dans le milieu sec	$m^3.kg^{-1}$
$k_H$	constante de Henry	-
$k_{ins}$	perméabilité intrinsèque du milieu	$m^2.s^{-1}$
$k_{rl}$	perméabilité relative au liquide	-
$k_{rg}$	perméabilité relative au gaz	-
$K_{sat}$	conductivité hydraulique du milieu saturé	$m.s^{-1}$
$p$	porosité du milieu	- ou %
$P_c$	pression capillaire dans le milieu	$Pa$ ou $mbar$

---

<sup>1</sup> concentration exprimée en activité volumique

$P_o$	pression de référence	$10^5 Pa$
$q_g$	débit de phase gazeuse produit par réaction chimique ou apport externe	$s^{-1}$
$q_l$	débit de phase liquide produit par réaction chimique ou apport externe	$s^{-1}$
$Re$	nombre de Reynolds pour un écoulement dans un tuyau cylindrique	-
$S_e$	saturation effective du milieu	-
$t$	pas de temps	$s$
$T$	température du milieu	$K$
$T_a$	température de l'air	$^{\circ}C$
$T_o$	température de référence	$298 K$
$S$	saturation en eau du milieu	- ou %
$S^*$	saturation minimale du plateau d'émanation	-
$V_e$	vitesse microscopique d'un fluide	$m.s^{-1}$
$v_g$	vitesse de Darcy de la phase gazeuse	$m.s^{-1}$
$v_l$	vitesse de Darcy de la phase liquide	$m.s^{-1}$
$z$	ordonnée selon l'axe vertical dirigé vers le bas (profondeur)	$m$

### Symboles grecs

$\alpha$	premier paramètre de van Genuchten	$m^{-1}$
$\beta$	second paramètre de van Genuchten	-
$\phi$	angle de mouillage	degré
$\lambda$	constante de décroissance radioactive du radon	$2,1 \cdot 10^{-6} s^{-1}$
$\nu$	paramètre de Brooks et Corey – index de la taille des pores	-
$\mu_l$	viscosité dynamique du liquide	$Pa.s$
$\mu_g$	viscosité dynamique du gaz	$Pa.s$
$\theta$	teneur en eau du milieu	- ou %
$\theta_r$	teneur en eau résiduelle du milieu	- ou %
$\rho_g$	masse volumique du gaz à la température $T$ et la pression, $P_g$	$kg.m^{-3}$
$\rho_{g_o}$	masse volumique du gaz aux conditions normales de température et de pression, $T_o$ et $P_o$	$kg.m^{-3}$
$\rho_l$	masse volumique de la phase liquide	$kg.m^{-3}$
$\rho_{sec}$	masse volumique du milieu à sec	$kg.m^{-3}$
$\sigma_{ij}$	contrainte à l'interface des phases i et j	$N.m^{-1}$

### Indices

$l$	désigne la phase liquide
$g$	désigne la phase gazeuse
$s$	désigne la phase solide

# – Liste des tables –

## Chapitre I

<u>Table 1 – 1</u> : Quelques caractéristiques nucléaires des principaux isotopes du radon	21
<u>Table 1 – 2</u> : Quelques propriétés physiques du radon	28
<u>Table 1 – 3</u> : Principales sources de radon dans l’atmosphère et production annuelle (Gue90)	28
<u>Table 1 – 4</u> : Inventaire des résidus miniers de traitement stockés en France (AND98)	32
<u>Table 1 – 5</u> : Estimation de la dose effective ajoutée pour un scénario type défini par le décret 90-222 et le groupe critique associé (Gol99)	36

## Chapitre II

<u>Table 2 – 1</u> : Porosités moyennes de milieux sédimentaires (Bea72)	41
<u>Table 2 – 2</u> : Valeurs typiques de la perméabilité pour différents types de sol (Bea72)	42
<u>Table 2 – 3</u> : Classes texturales pour différentes classifications (Bea72)	42
<u>Table 2 – 4</u> : Epaisseur de la zone capillaire pour différentes textures de sol (Bea72)	44
<u>Table 2 – 5</u> : Effet de la teneur en eau sur le facteur d’émanation de quelques minerais et résidus miniers australiens (Str82)	50
<u>Table 2 – 6</u> : Caractéristiques hydriques usuelles (Raw89 et Sty95)	59
<u>Table 2 – 7</u> : Paramètres d’entrée de <i>TRACI</i> pour un matériau k	66

## Chapitre III

<u>Table 3 – 1</u> : Mesures réalisées en continu dans le résidu	79
<u>Table 3 – 2</u> : Teneur en radium et distribution de la taille des particules dans le résidu (Bas99)	80
<u>Table 3 – 3</u> : Mesures réalisées en continu dans la couverture de <i>Lavaugrasse</i>	81
<u>Table 3 – 4</u> : Teneurs moyennes en radium du matériau de couverture, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses	84
<u>Table 3 – 5</u> : Fractions granulométriques moyennes obtenues par tamisage, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses (Bas98 et Bas 99)	85
<u>Table 3 - 6</u> : Distribution en volume de la taille des particules de la fraction < 500 µm, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses (Bas98 et Bas99)	85

## Chapitre IV

<u>Table 4 – 1</u> : Flux de radon moyens calculés à la surface pour chaque classe de sol, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses	90
<u>Table 4 – 2</u> : Résultats de l'analyse de sensibilité	90
<u>Table 4 – 3</u> : Paramètres de van Genuchten pour chaque classe texturale, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses	93
<u>Table 4 – 4</u> : Fractions granulométriques du résidu	94
<u>Table 4 – 5</u> : Caractéristiques du résidu	94
<u>Table 4 – 6</u> : Conditions limites	95
<u>Table 4 – 7</u> : Fractions granulométriques du matériau de couverture	96
<u>Table 4 – 8</u> : Données d'entrée du calcul pour le <i>site 1</i>	96
<u>Table 4 – 9</u> : Données d'entrée du calcul pour le <i>site 2</i>	97
<u>Table 4 – 10</u> : Moyennes des flux de radon calculés et mesurés sur le résidu, pour les différentes périodes représentées	115
<u>Table 4 – 11</u> : Moyennes annuelles des flux de radon calculés et mesurés sur le matériau de couverture	135

# – Liste des figures –

## Chapitre I

- Figure 1 – 1 : Familles radioactives naturelles de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232 ; la désintégration  $\alpha$  correspond à l'émission d'un noyau d'hélium, la désintégration  $\beta^-$  correspond à l'émission d'un électron 27
- Figure 1 – 2 : Schéma simplifié du traitement des minerais d'uranium à l'usine de Jouac (Som97) 31
- Figure 1 – 3 : Situation géographique des stockages de résidus miniers de traitement en France (AND98) 33
- Figure 1 – 4 : Stockage des résidus de traitement des minerais dans la MCO de Bellezane (Bav98) 34

## Chapitre II

- Figure 2 – 1 : Exemples de milieux poreux naturels ( $\times 10$ ) (A) sable de plage ; (B) grès ; (C) calcaire ; (D) pain de seigle ; (E) bois ; (F) poumon humain (Dul92) 40
- Figure 2 – 2 : Définition du *Volume Élémentaire Représentatif* et de la porosité  $p$ ,  $(\Delta U_v)_i$  étant le volume des vides dans le volume total  $\Delta U_i$  de matériau (Bea72) 40
- Figure 2 – 3 : Expérience de Darcy (Mar86) 41
- Figure 2 – 4 : Triangle des textures selon l'*U.S. Soil Conservation Service* 43
- Figure 2 – 5 : Description de la zone insaturée (Bea72) 44
- Figure 2 – 6 : Description des contraintes à l'interface 45
- Figure 2 – 7 : Système annulaire 46
- Figure 2 – 8 : Variation du potentiel de succion,  $pF$ , défini par  $pF = \log\left(\frac{P_c}{\rho_l \cdot g}\right)$ , en fonction de la saturation, pour différents milieux (Bea72) 46
- Figure 2 – 9 : Courbes de drainage et d'imbibition illustrant le phénomène d'hystérésis ; dans ce cas, la pression capillaire dépend non seulement de la saturation du matériau à l'instant  $t$  mais aussi de l'histoire de l'échantillon étudié (Bea72) 47

<u>Figure 2 – 10</u> : Les scénarios de formation du $^{222}\text{Rn}$ ; les grains ont un diamètre de $2\ \mu\text{m}$ ; • atome de $^{226}\text{Ra}$ ; ○ atome de $^{222}\text{Rn}$ ; A' est piégé dans le grain dans lequel il est formé ; B' et D' sont piégés dans des grains voisins ; C' émane par recul direct (Tan80)	49
<u>Figure 2 – 11</u> : Relation entre le facteur d'émanation calculé et le diamètre des grains, pour une distribution homogène et surfacique du radium dans le grain (Gre96)	49
<u>Figure 2 – 12</u> : Facteur d'émanation du tout-venant, de la fraction inférieure à $45\ \mu\text{m}$ et de la fraction comprise entre $200$ et $500\ \mu\text{m}$ , en fonction de la teneur en eau massique pour un résidu minier (Pel97)	50
<u>Figure 2 – 13</u> : Domaine de validité de la loi de Darcy pour un milieu saturé (voir Fig. 2 – 3) (Tin99)	56
<u>Figure 2 – 14</u> : Représentation simplifiée du milieu	61
<u>Figure 2 – 15</u> : Discrétisation du domaine	64
<u>Figure 2 – 16</u> : Boucle de Picard	65

### Chapitre III

<u>Figure 3 – 1</u> : Sonde <i>HMS 9000</i> (diamètre = $22\ \text{mm}$ ; longueur = $325\ \text{mm}$ )	72
<u>Figure 3 – 2</u> : Tensiomètre <i>Soilmoisture</i> (diamètre = $22\ \text{mm}$ )	73
<u>Figure 3 – 3</u> : Tête <i>BARASOL</i> et alimentation associée, modèle PIC-MINE	74
<u>Figure 3 – 4</u> : Principe du Robot-flux et photo en position ouverte	75
<u>Figure 3 – 5</u> : Photo aérienne du site industriel de Bessines en 1993	76
<u>Figure 3 – 6</u> : Schéma de principe des cases et réalisation (septembre 1997)	77
<u>Figure 3 – 7</u> : Schéma de principe de la stalle et réalisation (septembre 1997)	78
<u>Figure 3 – 8</u> : <i>Case 2</i> et système de drains – après séchage (mai 1998)	78
<u>Figure 3 – 9</u> : Les sites expérimentaux sur la couverture de <i>Lavaugrasse</i>	80
<u>Figure 3 – 10</u> : Carte des débits de dose gamma réalisée avec <i>SOCRATE</i> autour du <i>site 1</i>	82
<u>Figure 3 – 11</u> : Carte des débits de dose gamma réalisée avec <i>SOCRATE</i> autour du <i>site 2</i>	83

### Chapitre IV

<u>Figure 4 – 1</u> : Triangle des textures selon la classification Belge ( argile $< 2\ \mu\text{m}$ ; $2\ \mu\text{m} < \text{limon} < 50\ \mu\text{m}$ ; $50\ \mu\text{m} < \text{sable} < 2\ \text{mm}$ )	89
<u>Figure 4 – 2</u> : Courbes de rétention et de perméabilités du résidu issues de l'analyse texturale	94

<u>Figure 4 – 3</u> : Courbes de rétention et de perméabilités du matériau de couverture issues de l'analyse texturale	97
<u>Figure 4 – 4</u> : Données météorologiques recueillies sur le <i>site 1</i> au mois d'août 1998	99
<u>Figure 4 – 5</u> : Pressions capillaires dans le résidu de la <i>case 2</i> , mesurées et calculées à chaque profondeur (août 1998)	100
<u>Figure 4 – 6</u> : Photo de la stalle après séchage (juin 1998)	101
<u>Figure 4 – 7</u> : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu de la <i>case 2</i> , mesurées et calculées à chaque profondeur (août 1998)	102
<u>Figure 4 – 8</u> : Profils de concentrations théoriques dans le résidu de la <i>case 1</i> et de la <i>case 2</i> pour une diffusion stationnaire et homogène et différents états de saturation du matériau	103
<u>Figure 4 – 9</u> : Flux de radon mesurés et calculés sur le résidu de la <i>case 2</i> (août 1998)	104
<u>Figure 4 – 10</u> : Courbes de rétention et de perméabilités du résidu avec les nouvelles valeurs issues du calage sur les valeurs des succions mesurées en février 1998	105
<u>Figure 4 – 11</u> : Pressions capillaires dans le résidu de la <i>case 2</i> , mesurées et calculées <u>après calage</u> à chaque profondeur (août 1998)	106
<u>Figure 4 – 12</u> : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu de la <i>case 2</i> , mesurées et calculées <u>après calage</u> à chaque profondeur (août 1998)	107
<u>Figure 4 – 13</u> : Flux de radon sur le résidu de la <i>case 2</i> , mesurés et calculés <u>après calage</u> (août 1998)	107
<u>Figure 4 – 14</u> : Données météorologiques enregistrées sur le <i>site 1</i> (août 1998 à juillet 1999 inclus)	109
<u>Figure 4 – 15</u> : Pressions capillaires mesurées et calculées dans le résidu à chaque profondeur – (a) <i>case 2</i> ; (b) <i>case 1</i> ; (c) <i>stalle</i> (août 1998 à juillet 1999)	111
<u>Figure 4 – 16</u> : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu, mesurées et calculées dans la <i>case 2</i> à chaque profondeur (août 1998 à juillet 1999)	112
<u>Figure 4 – 17</u> : Flux de radon mesurés et calculés de août 1998 à mai 1999 inclus ; (a) <i>case 1</i> ; (b) <i>stalle</i>	114
<u>Figure 4 – 18</u> : Données météorologiques recueillies sur le <i>site 1</i> au mois de février 1998	116
<u>Figure 4 – 19</u> : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 1</i> à chaque profondeur (février 1998)	117
<u>Figure 4 – 20</u> : Teneurs en eau du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 1</i> , à chaque profondeur (février 1998)	118
<u>Figure 4 – 21</u> : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 2</i> à chaque profondeur (février 1998)	120

<u>Figure 4 – 22</u> : Teneurs en eau du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 2</i> à chaque profondeur (février 1998)	121
<u>Figure 4 – 23</u> : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 1</i> à chaque profondeur (février 1998)	122
<u>Figure 4 – 24</u> : Flux de radon mesurés et calculés sur la couverture, sur le <i>site 1</i> (février 1998)	123
<u>Figure 4 – 25</u> : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 2</i> à chaque profondeur (février 1998)	124
<u>Figure 4 - 26</u> : Flux de radon mesurés et calculés sur la couverture, sur le <i>site 2</i> (février 1998)	125
<u>Figure : 4 – 27</u> : Données météorologiques enregistrées sur le <i>site 1</i> , de février 1998 à juillet 1999 inclus	126
<u>Figure 4 – 28</u> : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 2</i> à chaque profondeur (février 1998 à juillet 1999)	127
<u>Figure 4 – 29</u> : Teneurs en eau calculées et mesurées dans le matériau de couverture, à chaque profondeur sur les <i>sites 1</i> et <i>2</i> (février 1998 à juillet 1999)	129
<u>Figure 4 – 30</u> : Conditions limites à la surface et concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le <i>site 1</i> à chaque profondeur (janvier à juillet 1999)	131
<u>Figure 4 – 31</u> : Flux de radon sur la couverture de <i>Lavaugrasse</i> , mesurés et calculés sur le <i>site 1</i> (janvier à juillet 1999)	132
<u>Figure 4 – 32</u> : Conditions limites à la surface, concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture à chaque profondeur et flux de radon à la surface, mesurés et calculés sur le <i>site 2</i> (février à juillet 1998)	133

## **– Introduction –**

En France, la fabrication du concentré marchand d'uranium depuis les années cinquante, a produit des millions de tonnes de résidus miniers. Ceux-ci sont généralement stockés en surface, à l'emplacement des anciens sites d'exploitation minière. Une fois l'uranium extrait par différents procédés physico-chimiques, les résidus contiennent encore la majeure partie des autres radionucléides présents dans le minerai d'origine. En particulier, le radium 226, issu de la filiation de l'uranium 238, y est présent à des concentrations cent à mille fois plus élevées que celle rencontrée en moyenne dans un sol. Or, le radium 226 engendre par désintégration radioactive un gaz inerte, lui-même radioactif, le radon 222. Malgré sa courte période radioactive de 3,82 jours, celui-ci, abondamment produit dans le résidu, peut migrer jusqu'à la surface de ce dernier et être émis dans l'atmosphère en quantités relativement importantes. L'inhalation du radon et de ses descendants constituant un risque sanitaire potentiel pour l'Homme, les stockages de résidus miniers sont recouverts d'une couche de matériau pauvrement radioactif, qui, en augmentant le parcours des atomes de radon produits dans le résidu jusqu'à la surface, réduit leur émission dans l'atmosphère.

La mise en place de la couverture sur le stockage – elle a aussi pour fonction d'atténuer le rayonnement gamma à la surface et d'empêcher la dispersion du résidu dans l'atmosphère – est réalisée au cours de la phase de réaménagement de l'ancien site minier. Se posent alors les questions de sa pérennité et de son efficacité à long terme. En effet, l'impact radiologique des stockages contenant des radionucléides à vie longue, doit être connu à long terme et le réaménagement réalisé en fonction de celui-ci. Une couverture assurant aujourd'hui une émission de radon dans l'atmosphère de l'ordre de celle observée dans l'environnement proche du site sera-t-elle encore aussi efficace dans 1000 ans et au-delà (la période du radium 226 étant de 1600 ans) ?

Seule l'utilisation de modèles prédictifs, capables de prendre en compte les modifications temporelles des caractéristiques physiques et chimiques du stockage, permet d'évaluer à long terme l'impact de celui-ci sur l'environnement. En particulier, un modèle physique, basé sur les mécanismes gouvernant la migration du radon dans les sols, permet de déterminer l'émission de radon à la surface d'une couverture, en fonction des caractéristiques de cette dernière. De plus, pour un sol donné, les observations montrent que le flux de radon à la surface est fortement influencé par les conditions météorologiques. Il est donc nécessaire de quantifier les effets de celles-ci sur le transport du radon dans le sol. Le développement d'un tel modèle, sa formulation informatique à travers le code de calcul *TRACI* (Transport de Radon à travers la Couche Insaturée) et sa validation\*, réalisée sur un site de stockage de résidus miniers, sont les objectifs de ce travail.

Le chapitre I trace quelques généralités sur le radon et les résidus miniers, ébauchant ainsi le contexte de l'étude.

Le chapitre II entre dans le cœur du sujet. Les mécanismes qui gouvernent la migration du radon dans un sol et la modélisation adoptée, y sont décrits. Cette dernière aboutit au développement du code de calcul *TRACI*, dont les aspects numériques sont abordés brièvement.

Le chapitre III est consacré à la description de l'expérimentation mise en place sur l'ancien site minier de Bessines-sur-Gartempe (Haute-Vienne), appartenant à la COmpagnie GENérale des MATières nucléaires (*COGEMA*). L'instrumentation a pour but la validation du modèle physique décrit dans le chapitre précédent. Elle a été réalisée dans le cadre d'un Programme d'Intérêt Commun établi entre l'*IPSN* et la *COGEMA*.

Dans le chapitre IV, les résultats du code de calcul *TRACI* sont comparés aux mesures réalisées dans un résidu minier en provenance de l'usine de traitement de Jouac (Creuse) d'une part, et dans la couverture du stockage de *Lavaugrasse* situé sur le site de Bessines-sur-Gartempe, d'autre part. La confrontation des simulations aux mesures donne lieu à une importante discussion destinée à comprendre et interpréter les écarts observés.

*\*Nous entendons ici par le terme validation, la confrontation du modèle à des mesures expérimentales. Cet exercice, quand il est réussi, permet d'augmenter le taux de confiance que l'on accorde au modèle et au code de calcul associé. Notons qu'il est très difficile, voire impossible, de valider complètement un modèle ou un code de calcul. En effet, la validation ne sera achevée que lorsque les résultats du code de calcul auront pu être comparés à des mesures expérimentales obtenues dans toutes les configurations possibles et envisageables, entrant dans le domaine de validité du modèle.*

# Chapitre I

## – Contexte de l'étude –

---

Qu'est ce que le radon ? Comment les résidus miniers sont-ils générés au cours de l'exploitation du minerai d'uranium ? Quelles sont leurs caractéristiques ? Comment sont-ils stockés ?

---

Voici les questions auxquelles ce chapitre répond par quelques généralités. Il retrace ainsi l'histoire de la découverte du radon, radioélément de numéro atomique 86, noté Rn dans la table de Mendeleïev, dont il donne quelques unes des propriétés.

Il montre aussi comment les différentes étapes de la production du *Yellow Cake*, le concentré marchand d'uranium, conduisent à la formation de fortes quantités de résidus miniers. Enfin, il décrit les différents types de stockage adoptés en France et leur impact sur l'environnement.

<b>1. LE RADON</b> .....	<b>25</b>
1.1. LES ORIGINES .....	25
1.1.1 <i>La découverte du radon</i> .....	25
1.1.2 <i>La radioactivité naturelle</i> .....	25
1.2. LES PROPRIÉTÉS DU RADON.....	27
1.2.1 <i>Les propriétés nucléaires</i> .....	27
1.2.2 <i>Les propriétés physico-chimiques</i> .....	28
1.2.3 <i>L'ubiquité</i> .....	28
1.3. LES RISQUES RADIOTOXICOLOGIQUES ASSOCIÉS AU RADON.....	29
<b>2. LES RÉSIDUS MINIERS EN FRANCE</b> .....	<b>29</b>
2.1. LEURS ORIGINES.....	29
2.1.1 <i>Les résidus miniers d'extraction</i> .....	29
2.1.2 <i>Les résidus miniers de traitement</i> .....	30
2.2. LES STOCKAGES .....	33
2.3. L'IMPACT RADIOLOGIQUE DES SITES DE STOCKAGE .....	34
2.3.1 <i>Le transfert par l'eau</i> .....	34
2.3.2 <i>Le transfert par l'air</i> .....	35
2.3.3 <i>La réglementation en vigueur</i> .....	35
<b>3. CONCLUSION</b> .....	<b>36</b>

## 1. LE RADON

### 1.1. Les origines

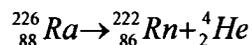
#### 1.1.1 La découverte du radon

En 1899, M. et P. Curie observent que tout objet enfermé dans une enceinte étanche avec une source de radium 226 devient lui-même radioactif. Ils constatent que cette « radioactivité induite » disparaît au bout de quelques jours. En 1900, E. Rutherford, observant que la mesure de radioactivité de sels de thorium à l'air libre varie au gré des courants d'air, conclut à un transport de radioactivité à l'état gazeux et propose le terme d'émanation (radon 220). Inspiré par cette découverte, F.E. Dorn explique en 1901 le phénomène de la radioactivité induite par la présence d'un gaz radioactif émis par les sources de radium (radon 222). En 1902, F. Giesel découvre *l'actinon* (radon 219) émanant de l'actinium. Le terme radon sera adopté à partir de 1923 pour désigner le radioélément dont les trois principaux isotopes sont découverts dès 1902 (Met98).

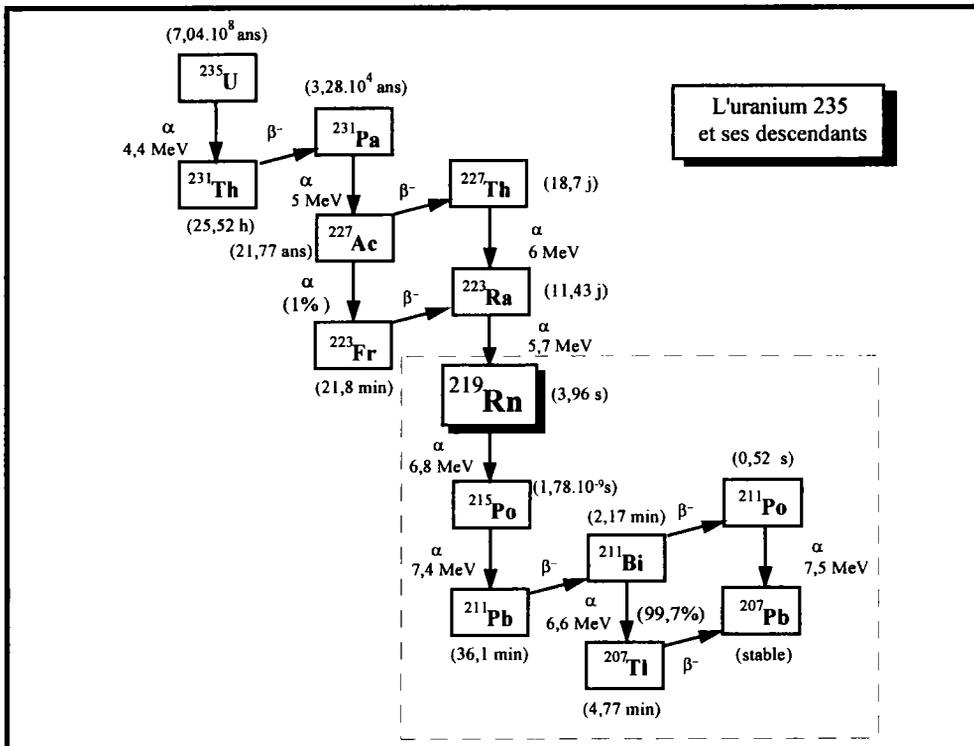
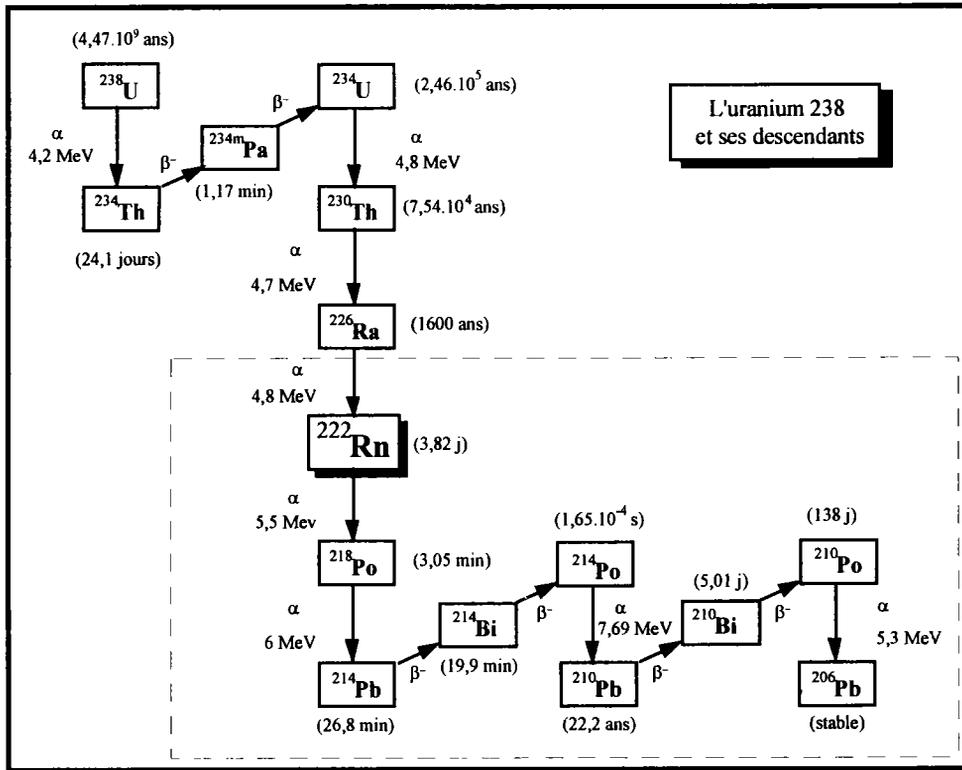
#### 1.1.2 La radioactivité naturelle

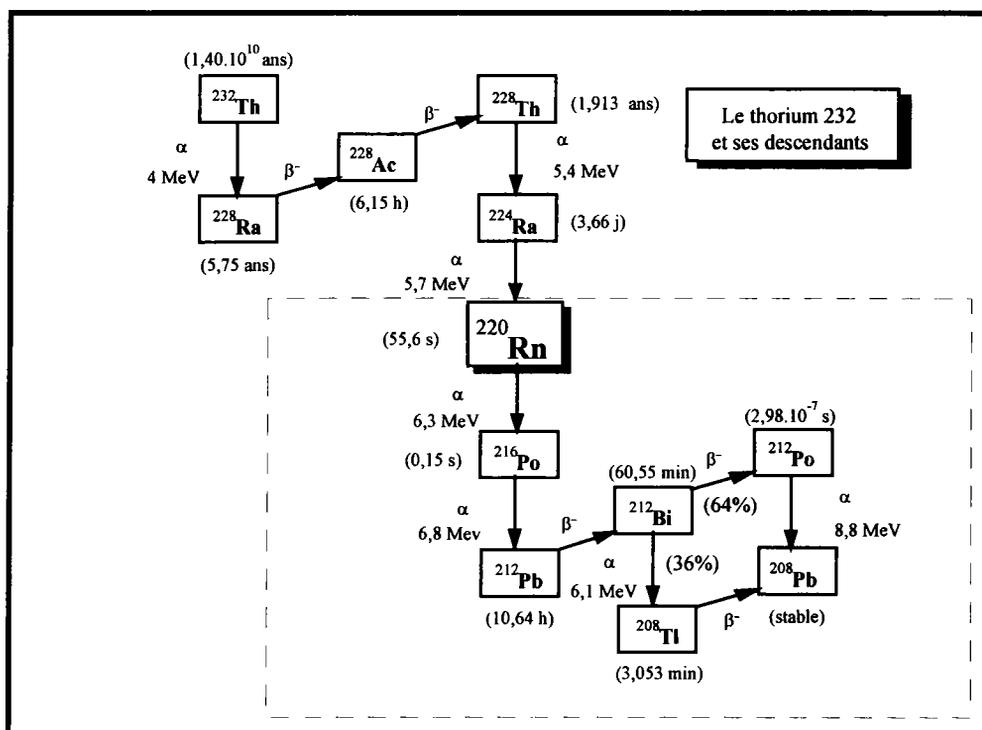
La terre, comme l'ensemble de l'univers, est le siège de réactions nucléaires. L'uranium, sous la forme de deux isotopes – l'uranium 238, dont la proportion actuelle est de 99,3 % et l'uranium 235 – et le thorium 232 y sont présents depuis sa formation, il y a 4,55 milliards d'années. Ce sont les parents des trois familles radioactives naturelles (Fig. 1 – 1). Leur période radioactive supérieure à l'âge de la terre leur a permis d'être encore présents aujourd'hui à l'état de traces (1 à 10 ppm). Notons que les réactions de désintégration radioactive (celle du potassium y compris) constituent la principale source de chaleur de la croûte terrestre (Pla96).

Chaque famille radioactive naturelle contient un isotope du radon, élément radioactif gazeux de numéro atomique 86 : le radon 219, le radon 220 et le radon 222 sont issus respectivement de l'uranium 235, du thorium 232 et de l'uranium 238. Ils sont formés par la désintégration  $\alpha$  du radium parent. Pour le radon 222, elle s'écrit :



L'énergie libérée au cours de cette réaction est transférée sous forme d'énergie cinétique à la particule  $\alpha$  et à l'atome de radon formé (énergie de recul).





**Figure 1 – 1 :** Familles radioactives naturelles de l'uranium 238, de l'uranium 235 et du thorium 232 ; la désintégration  $\alpha$  correspond à l'émission d'un noyau d'hélium, la désintégration  $\beta^-$  correspond à l'émission d'un électron

## 1.2. Les propriétés du radon

### 1.2.1 Les propriétés nucléaires

Le radon est un gaz radioactif émetteur  $\alpha$ . La table 1-1 donne les périodes radioactives de chacun des isotopes ainsi que leur mode et énergie de désintégration. Les produits de filiation du radon sont des ions métalliques, radioactifs émetteurs  $\alpha$  ou  $\beta$ . Ils se fixent facilement sur les phases solides, comme les aérosols dans l'atmosphère par exemple.

**Table 1 – 1 :** Quelques caractéristiques nucléaires des principaux isotopes du radon

Précurseur de la famille radioactive	Isotope	Nom historique	Energie de recul $10^3 \text{ eV}^*$	Mode (énergie de désintégration) $10^6 \text{ eV}^*$	Période radioactive
$^{235}\text{U}$	$^{219}\text{Rn}$	<i>actinon</i>	103	$\alpha$ (6,82)	3,96 s
$^{232}\text{Th}$	$^{220}\text{Rn}$	<i>thoron</i>	103	$\alpha$ (6,29)	55,6 s
$^{238}\text{U}$	$^{222}\text{Rn}$	<i>radon</i>	86	$\alpha$ (5,49)	3,82 j

\*  $1 \text{ eV} = 1,602 \cdot 10^{-19} \text{ J}$

### 1.2.2 Les propriétés physico-chimiques

Le radon ( $Z = 86$ ) appartient à la famille des gaz nobles. Il est inodore, incolore et, dans les conditions environnementales usuelles, inerte. Ses propriétés électroniques et physiques sont résumées dans la table 1 – 2.

Remarquons qu'il est soluble dans l'eau, selon une fonction inverse de la température. La constante de Henry, définie comme le rapport entre la concentration de radon dissous dans l'eau et la concentration de radon gazeux, varie ainsi entre 0,25 à 20 °C et 0,5 à 0 °C pour des conditions normales de pression (Cot87).

**Table 1 – 2 : Quelques propriétés physiques du radon**

	Radon
Numéro atomique (Z)	86
Gamme isotopique (A)	200-226
Configuration électronique	[Xe] 4f <sup>14</sup> 5d <sup>10</sup> 6s <sup>2</sup> 6p <sup>6</sup>
Potentiel d'ionisation	10,7 eV
Température de fusion*	-71 °C
Température d'ébullition*	-61,8 °C
Densité à 18 °C et 1 bar*	9,96 kg.m <sup>-3</sup>

\*d'après Cot87

### 1.2.3 L'ubiquité

Formé dans la croûte terrestre, le radon est essentiellement émis par les sols (Tab. 1 – 3). Il est ainsi omniprésent dans l'atmosphère. Etant données l'abondance de son précurseur, l'uranium 238, et sa période radioactive relativement longue par rapport à celle des autres isotopes, le radon 222 est le plus abondant dans l'atmosphère terrestre. Ainsi, nous ne nous intéresserons qu'à ce dernier dans le cadre de ce travail. Le terme radon désignera désormais l'isotope 222. Cependant, les différents mécanismes de production et de transport dans les sols que nous serons amenés à décrire, peuvent aussi s'appliquer aux autres isotopes.

**Table 1 – 3 : Principales sources de radon dans l'atmosphère et production annuelle (Gue90)**

Sources	Production annuelle Bq.an <sup>-1</sup>
Sol	9. 10 <sup>19</sup>
Océans	9. 10 <sup>17</sup>
Gaz naturel	3. 10 <sup>14</sup>
Charbon	2. 10 <sup>13</sup>

### 1.3. Les risques radiotoxicologiques associés au radon

Le risque n'est pas lié au radon lui-même qui, une fois inhalé, est presque entièrement réexhalé mais à ses descendants particulaires à vie courte, qui se déposent le long des voies respiratoires. En effet, la particule  $\alpha$  ou  $\beta$  émise lors de leur désintégration peut endommager les cellules avoisinant le dépôt. Des études réalisées sur des cohortes de mineurs d'uranium ont conclu à un excès de cancer pulmonaire, l'excès de risque relatif augmentant avec l'exposition au radon et à ses descendants. Les résultats de ces études épidémiologiques ont été confirmés par des études menées en laboratoire sur des rats. Même si des controverses existent encore quant à l'extrapolation de ces résultats au cas des faibles doses, ils ont conduit, en 1987, le Centre International de Recherche sur le Cancer de l'Organisation Mondiale de la Santé à classer le radon comme cancérigène pulmonaire.

Ainsi aujourd'hui, est-il nécessaire d'étudier les zones dans lesquelles des concentrations de radon assez élevées peuvent être observées. C'est le cas, par exemple, des atmosphères confinées que l'on trouve dans certaines habitations construites sur des roches granitiques. C'est aussi le cas des sites de stockage des résidus issus du traitement des minerais d'uranium.

## 2. LES RESIDUS MINIERS EN FRANCE

### 2.1. Leurs origines

La production du concentré marchand d'uranium est réalisée en deux grandes étapes, générant chacune une catégorie de produits non valorisables :

- les *résidus miniers d'extraction*, sans valeur commerciale vis à vis de la teneur en  $^{238}\text{U}$  ;
- les *résidus miniers de traitement*, obtenus suite à la fabrication du concentré marchand d'uranium par l'application de différents traitements physiques et chimiques au minerai d'origine.

#### 2.1.1 Les résidus miniers d'extraction

Dans cette catégorie, les stériles francs se distinguent des stériles de sélectivité :

- les stériles francs sont issus de la réalisation d'un accès au gisement, que ce dernier soit souterrain ou en mine à ciel ouvert. Ils sont constitués de la roche

encaissante, et présentent en moyenne une teneur en  $^{238}\text{U}$  comprise entre 15 et 25 ppm<sup>1</sup>, ne dépassant pas 50 ppm ;

- les stériles de sélectivité sont issus du tri radiométrique effectué, au moment de l'extraction, à partir d'une valeur de coupure fixée par le marché. Ils présentent une teneur moyenne en  $^{238}\text{U}$  inférieure à 150 ppm et n'excédant pas 300 ppm.

### 2.1.2 Les résidus miniers de traitement

Selon la richesse du minerai d'origine, il existe deux filières de traitement :

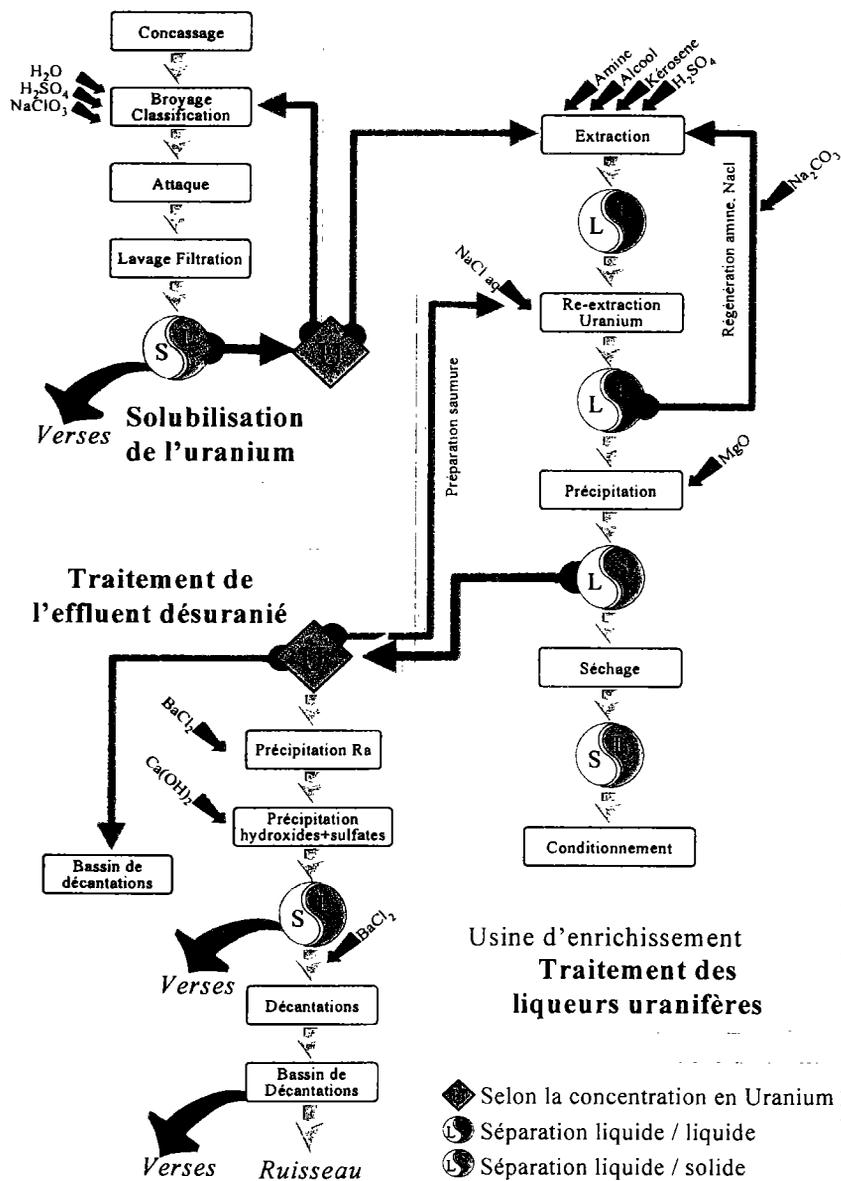
- pour des minerais pauvres (teneur en  $^{238}\text{U}$  comprise entre 300 et 600 ppm), on emploie un procédé de lixiviation statique, peu coûteux, qui consiste à arroser le minerai, brut ou concassé, par des solutions d'acide sulfurique afin de lixivier l'uranium présent dans la roche. Ce procédé génère des tonnages importants de blocs de roches présentant une teneur en  $^{238}\text{U}$  de quelques dizaines à quelques centaines de ppm. Ces résidus peuvent être intégrés dans les procédures de réaménagement comme première couche de couverture, limitant ainsi l'érosion et les risques d'intrusion ;
- pour des minerais à forte teneur en  $^{238}\text{U}$ , un traitement par lixiviation dynamique, plus coûteux, est utilisé. La figure 1 – 2 illustre le procédé utilisé à l'usine de traitement de Jouac (Creuse). Les résidus ainsi obtenus présentent une fraction grossière (les « sables », de taille moyenne supérieure à 150  $\mu\text{m}$ ), dont la composition minéralogique dépend de la roche d'origine, et une fraction fine (les « fines », particules de taille inférieure à 100  $\mu\text{m}$ ), composée de minéraux argileux, résiduels ou néoformés. Cette dernière fixe la majeure partie du radium 226.

En conclusion, on remarque que la granulométrie des résidus miniers de traitement est très étendue, allant du bloc aux particules argileuses. Suite à l'extraction de l'uranium, leur activité massique totale est inférieure à celle du minerai d'origine. Cependant, ils contiennent encore la majeure partie – 99 % du radium – des autres radionucléides (IAE92).

En 1998, 50 millions de tonnes de résidus répartis sur 19 sites sont recensés en France par l'Agence Nationale des Déchets RAdioactifs (Fig. 1 – 3). Cet inventaire est résumé dans la table 1 – 4.

---

<sup>1</sup> 1 ppm =  $10^{-6}$  g.g<sup>-1</sup> soit pour l' $^{238}\text{U}$  = 12,8 Bq.kg<sup>-1</sup>



**Figure 1 – 2** : Schéma simplifié du traitement des minerais d'uranium à l'usine de Jouac (Som97)

**Table 1 – 4 : Inventaire des résidus miniers de traitement stockés en France (AND98)**

REGION	Département	Sites	Tonnage des résidus  kt	Radionucléides			
				<sup>238</sup> U		<sup>226</sup> Ra	
				TBq	Bq.g <sup>-1</sup>	TBq	Bq.g <sup>-1</sup>
POITOU	Vendée	La Commanderie	250			1	4,0
CHARENTE							
PAYS DE LA LOIRE	Loire Atlantique	L'Ecarpière	11 350	9,5	0,8	182,1	16,0
LIMOUSIN	Haute Vienne	Bellezane	1 556	2,3	1,5	49,1	31,5
		Brugeaud MCO	5 782	8,6	1,5	131,2	22,7
		Verses	5 688			8,6	1,5
		Croix du Breuil	554			3	5,4
		Lavaugrasse	5 681,5			142,5	25,1
		Montmassacrot	737	6,4	7,5	19	25,8
		Jouac (en activité)	1 544	0,1	0,06	92	59,6
	Creuse	La Ribière	196,6	0,1	0,6	0,85	4,3
AUVERGNE	Puy de Dôme	Rophin	30,0	0,01	0,4	0,31	10,3
	Cantal	Saint Pierre du Cantal	605,15	1,4	2,3	7,9	13,0
BOURGOGNE	Saone et Loire	Bauzot	16			2,9	181,2
	Saone et Loire	Gueugnon	185	0,5	2,8	10,4	56,2
LANGUEDOC -	Lozère	Le Cellier	5 947	9,6	1,6	43,1	7,2
ROUSSILLON	Hérault	Lodève	5 387	2	0,37	181,3	33,6
		Le Bosc	2 970			118,1	39,7
MIDI-PYRENEES	Aveyron	Bertholène	476	0,4	0,8	7,6	16
RHONE ALPES	Loire	Bois noirs - Limouzat	1 300	3,5	2,7	74,6	57,4
ALSACE	Haut Rhin	Teufelsloch	4	0,07	18,5	0,025	18,5

Jouac étant le dernier site d'exploitation encore en activité en France, cet inventaire ne devrait plus beaucoup évoluer désormais.



**Figure 1 – 3 : Situation géographique des stockages de résidus miniers de traitement en France (AND98)**

## 2.2. Les stockages

Les stockages de résidus issus du traitement des minerais d'uranium<sup>2</sup> sont généralement situés en surface, à proximité des anciens sites de production, ceci afin d'éviter les nuisances et les coûts liés au transport. Il en existe deux types, mis en place selon la configuration initiale du site :

- le stockage en mine à ciel ouvert (MCO), dans lequel les résidus sont stockés au fur et à mesure de leur production sous forme de pulpe (30 % d'humidité). Ces stockages contiennent quelques centaines à quelques milliers de tonnes de résidus (Fig. 1 – 4) ;
- le stockage en bassin, formé grâce à une dépression naturelle fermée par une digue. Le volume de résidus stocké est dans ce cas de plusieurs millions de tonnes.

Pour l'ensemble de ces stockages, les résidus se trouvent généralement en contact avec le terrain naturel et un réseau de drains permet de collecter les eaux de ruissellement ou de lixiviation, afin de les contrôler avant leur rejet dans l'environnement.

<sup>2</sup> on utilisera dans la suite du texte l'expression stockage de résidus miniers



**Figure 1 – 4 : Stockage des résidus de traitement des minerais dans la MCO de Bellezane (Bav98)**

### **2.3. L'impact radiologique des sites de stockage**

Les résidus contiennent la majeure partie des radionucléides présents dans le minerai d'origine. Or, les caractéristiques physiques du milieu – sa porosité par exemple – mais aussi chimiques voire minéralogiques, sont très différentes de celles de la roche initiale. De plus, les résidus miniers étant stockés à la surface, les radionucléides sont désormais plus « accessibles » pour l'Homme : ils sont susceptibles de migrer suffisamment pour parvenir dans les différents compartiments de la géosphère – les aquifères et l'atmosphère – et de la biosphère – les plantes et animaux de consommables.

L'étude de l'impact des sites de stockage de résidus miniers consiste à déterminer les différentes voies de transfert de la radioactivité jusqu'à l'Homme. Etant donnée la durée de vie des radionucléides présents dans le résidu – 1600 ans pour le radium – cette évaluation doit envisager la problématique posée par le long terme et donc faire appel à des modèles prédictifs.

#### **2.3.1 Le transfert par l'eau**

L'eau de pluie, ruisselant à travers le résidu, peut mobiliser les radionucléides présents et les entraîner jusqu'à la nappe phréatique. Il est envisageable que l'eau ainsi contaminée soit consommée directement par l'Homme ou utilisée à des fins agro-alimentaires. Des études récentes ont montré que le radium 226 est peu mobile dans le résidu dans les conditions physico-chimiques actuelles (Bas97). Cependant, à long terme, une modification de ces

dernières pourrait remobiliser le radium 226. Des études sont aujourd'hui menées pour déterminer l'évolution possible des caractéristiques physico-chimiques du résidu.

### ***2.3.2 Le transfert par l'air***

Le radon est produit dans le résidu par la désintégration du radium 226. Il peut migrer à travers les pores du matériau et parvenir en quantité relativement importante dans l'atmosphère. La quantité ainsi émise à la surface dépend essentiellement de la teneur en radium 226 et de l'état d'humidité du résidu (Str82). La mise en place, lors du réaménagement du site, d'une couverture de stériles, peu coûteuse, permet de réduire aisément ce risque. Cependant, il est nécessaire de s'assurer de la pérennité de ses propriétés sur le long terme. Le choix du matériau de couverture doit ainsi reposer sur sa résistance aux différents événements climatiques comme le vent ou la pluie (action de l'érosion sur l'épaisseur de la couche de couverture), le gel ou une forte sécheresse (action de la fissuration sur la perméabilité du matériau de couverture).

### ***2.3.3 La réglementation en vigueur***

Le décret 90-222 du 9 mars 1990 régit actuellement la protection des travailleurs et du public contre les substances radioactives contenues dans les résidus miniers. Il introduit la notion de dose ajoutée par les pratiques industrielles (*TAETA*). Celle-ci tient compte des différentes voies d'exposition : l'exposition  $\gamma$ , l'ingestion des poussières contenant des émetteurs  $\alpha$  à vie longue, l'inhalation des radon 222 et 220 et de leurs descendants et l'ingestion de radium 226 et d'uranium (Met98). Les pratiques de gestion de ces déchets devraient évoluer pour intégrer les contraintes posées par la Directive Européenne 96/29 en matière de radioprotection dès que celles-ci auront été transcrites dans la réglementation française – la directive européenne devrait être transcrite en droit national avant le 13 mai 2000. Elles fixent, entre autres, la dose maximale ajoutée reçue par le public à 1 mSv par an – au lieu de 5 mSv par an actuellement admis.

Si, à court terme, l'impact reste faible (Tab. 1 – 5), le respect de la réglementation sur le long terme nécessite une bonne connaissance des différentes voies de transfert des radionucléides jusqu'à l'Homme et l'usage d'outils prédictifs incluant des modèles de migration des radionucléides dans la géosphère et la biosphère.

**Table 1 – 5 : Estimation de la dose effective ajoutée pour un scénario type défini par le décret 90-222 et le groupe critique associé (Gol99)**

Site	Exposition externe <i>mSv.an<sup>-1</sup></i>	Exposition par inhalation <i>mSv.an<sup>-1</sup></i>	Exposition par ingestion <i>mSv.an<sup>-1</sup></i>	Exposition naturelle <i>mSv.an<sup>-1</sup></i>	Dose totale ajoutée <i>mSv.an<sup>-1</sup></i>
Jouac*	1,7	1,1	0,2	2,2	<b>0,8</b>
Bertholène**	0,9	0,8	0,9	1,6	<b>1,0</b>
Bessines	1,7	1,6	0,2	2,7	<b>0,8</b>
L'Ecarpière	1	0,7	0,2	1,5	<b>0,4</b>
Lodève**	1,6	0,9	1,3	2,1	<b>1,7</b>
La commanderie	1,6	1,0	0,4	2,6	<b>0,4</b>
Forez	1,4	1,3	0,2	1,9	<b>1,0</b>
Le Celier	1,5	0,6	0,3	1,8	<b>0,6</b>

\* Site en activité \*\* Site en phase de réaménagement

### 3. CONCLUSION

L'émission de radon est l'un des risques radiologiques associés aux stockages de résidus miniers. Les couvertures mises en place sur les stockages au cours du réaménagement, permettent de réduire considérablement la voie de transfert par l'air. Cependant, le respect de la réglementation et la détermination du risque à long terme exigent une évaluation correcte de l'efficacité de la couche de couverture à court et à long terme. Pour cela, il faut être capable de quantifier l'effet d'une modification des caractéristiques de cette dernière (porosité, épaisseur, perméabilité...) sur l'émission de radon à la surface.

En outre, les observations montrent que l'émission de radon dans l'atmosphère varie fortement selon les conditions météorologiques subies par le stockage (Gan86). La migration du radon dans un résidu et un matériau de couverture, soumis aux événements climatiques, est un phénomène complexe qu'il est nécessaire de comprendre et de modéliser pour évaluer l'efficacité à long terme des couvertures mises en place sur les stockages de résidus issus du traitement des minerais d'uranium. C'est l'objet du chapitre suivant.

## Chapitre II

### – La migration du radon dans un milieu poreux :

#### Description et modélisation –

---

Comment les atomes de radon migrent-ils dans le milieu poreux, catégorie de matériau dont font partie les résidus ou les sols ? Quels sont les mécanismes physiques mis en jeu ? Comment peut-on les modéliser ? Quelle est l'influence des conditions météorologiques sur l'émission de radon à la surface d'un sol ?

---

Le chapitre II répond à toutes ces questions en définissant d'abord le type de milieu dans lequel le transport s'effectue. Le *milieu poreux* et les différents concepts qui le caractérisent, sont ainsi décrits. Une attention particulière est portée à *la zone insaturée* des sols car elle contrôle généralement les flux de radon à la surface.

Une fois le domaine d'étude défini, les mécanismes de *l'émanation*, phase qui correspond à la production du radon dans les pores du milieu, sont rapidement décrits. Les processus qui gouvernent le transport du radon dans le matériau et contrôlent son émission dans l'atmosphère, c'est-à-dire *l'exhalation*, sont ensuite détaillés.

Les deux dernières parties du chapitre sont consacrées à la modélisation adoptée pour le calcul de l'exhalation du radon à la surface d'un sol quelconque et à sa mise en œuvre dans le code de calcul *TRACI*, *Transport de RADon dans la Couche Insaturée*.

<b>1. LE MILIEU ÉTUDIÉ .....</b>	<b>39</b>
1.1. LE MILIEU POREUX .....	39
1.1.1 Définition .....	39
1.1.2 Le Volume Élémentaire Représentatif (V.E.R.) .....	39
1.1.3 Quelques grandeurs caractéristiques .....	41
1.1.4 L'analyse texturale .....	42
1.2. LA ZONE INSATURÉE D'UN SOL .....	43
1.2.1 Définition .....	43
1.2.2 Teneur en eau et pression capillaire .....	45
1.3. CONCLUSION .....	47
<b>2. LES MECANISMES DE L'EXHALATION .....</b>	<b>48</b>
2.1. L'ÉMANATION DU RADON .....	48
2.1.1 Définition .....	48
2.1.2 Les mécanismes de l'émanation .....	48
2.1.3 L'influence des caractéristiques du milieu .....	49
2.2. L'EXHALATION DU RADON .....	50
2.2.1 Définition .....	50
2.2.2 Les mécanismes du transport .....	51
2.2.3 L'influence des facteurs météorologiques .....	52
2.3. CONCLUSION .....	53
<b>3. LA MODELISATION DU TRANSPORT DU RADON DANS LA ZONE INSATUREE .....</b>	<b>53</b>
3.1. INTRODUCTION .....	53
3.2. LE MODÈLE D'ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS LA ZONE INSATURÉE .....	54
3.2.1 Les hypothèses .....	54
3.2.2 La formulation mathématique des concepts de base .....	56
3.2.3 Les relations de fermeture .....	58
3.2.4 Les conditions aux limites des écoulements .....	59
3.3. LE MODÈLE DE TRANSPORT DU RADON .....	60
3.3.1 Les hypothèses .....	60
3.3.2 La formulation mathématique des concepts de base .....	61
3.3.3 Les relations de fermeture .....	63
3.3.4 Les conditions aux limites du transport .....	64
<b>4. LE CODE DE CALCUL TRACI – TRANSPORT DE RADON DANS LA COUCHE INSATUREE</b>	<b>64</b>
4.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE .....	64
4.1.1 La méthode de résolution .....	64
4.1.2 Les paramètres d'entrée et de sortie .....	65
4.1.3 Les tests de vérification .....	66
4.2. CONCLUSION .....	67

## 1. LE MILIEU ETUDIE

Nous cherchons, dans le cadre de ce travail, à comprendre et prédire la migration du radon dans le résidu et dans le matériau de la couverture mise en place sur les stockages. Ces milieux sont soumis aux conditions climatiques. De manière générale, ils seront assimilés à des sols, définis alors comme des assemblages de particules de différentes tailles, formes et natures minéralogiques (Cha89). Ces derniers appartiennent à la catégorie des milieux poreux. Aussi est-il désormais nécessaire de préciser les concepts sur lesquels repose la modélisation du mouvement des fluides dans ce type de milieu.

### 1.1. Le milieu poreux

#### 1.1.1 Définition

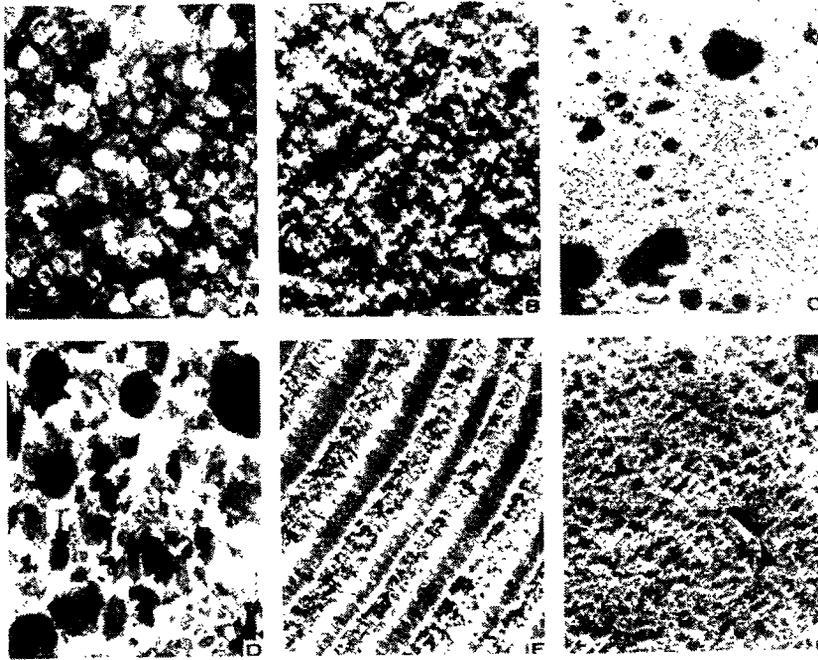
Les exemples de milieux poreux rencontrés dans la vie courante sont multiples et variés. Le sol, les roches fissurées ou poreuses, les céramiques, les fibres, le papier filtre en sont quelques illustrations. Tous ces matériaux ont des caractéristiques communes qui permettent de les regrouper dans une même catégorie : ils sont tous constitués de solides et de vides, les pores, dont au moins une partie est interconnectée pour permettre le passage d'un fluide d'un côté à un autre.

De façon générale, le milieu poreux est défini comme un espace occupé par plusieurs phases, dont l'une au moins n'est pas solide. La phase solide constitue la *matrice solide*. L'espace qui ne fait pas partie de la matrice solide est appelé *volume des vides* ou *volume des pores*. Ces pores doivent être « relativement fins » et suffisamment interconnectés pour permettre le passage d'un fluide d'un côté à un autre (Bea72). Les hydrogéologues et les pétroliers s'intéressent particulièrement aux propriétés de transfert de ce type de milieu, dont les aquifères et les réservoirs pétrolifères sont deux exemples largement répandus dans la nature.

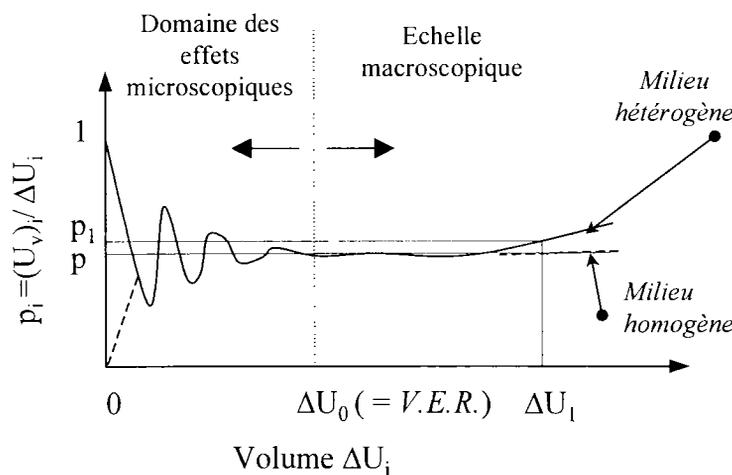
#### 1.1.2 Le Volume Élémentaire Représentatif (V.E.R.)

Le milieu poreux est constitué de pores, distribués au hasard ou régulièrement, de formes et de tailles variées, qui gouvernent sa capacité à transférer un fluide d'un côté à un autre (Fig. 2 – 1). Dans la majorité des cas, en particulier pour des milieux naturels, il est impossible de décrire de manière exacte la géométrie de l'espace des pores et donc le trajet des particules dans celui-ci (approche microscopique). C'est pourquoi, une approche macroscopique est généralement adoptée pour modéliser le transfert des fluides dans ce type de milieu. Elle est fondée sur l'existence d'un *Volume Élémentaire Représentatif*, le *V.E.R.*, à partir duquel toutes les variables sont définies : la valeur de la variable, affectée

mathématiquement à un point, résulte d'une homogénéisation de certaines des propriétés du milieu poreux sur le *V.E.R.* centré sur ce point. La taille du *V.E.R.* doit être suffisamment grande pour contenir assez de pores, permettant ainsi d'effectuer une homogénéisation représentative des caractéristiques locales du milieu, et assez petite pour que les variations de la variable d'un domaine à l'autre puissent être approchées par des fonctions continues (Fig. 2 – 2). La taille commune du *V.E.R.* s'étend du  $\text{cm}^3$  au  $\text{dm}^3$  (Mar86).



**Figure 2 – 1 :** Exemples de milieux poreux naturels ( $\times 10$ ) (A) sable de plage ; (B) grès ; (C) calcaire ; (D) pain de seigle ; (E) bois ; (F) poumon humain (Dul92)



**Figure 2 – 2 :** Définition du *Volume Élémentaire Représentatif* et de la porosité  $p$ ,  $(\Delta U_v)_i$  étant le volume des vides dans le volume total  $\Delta U_i$  de matériau (Bea72)

Le concept du *V.E.R.* permet de passer d'une vision microscopique du milieu et de sa géométrie interne, à une approche macroscopique, globale, de celui-ci. Cette dernière est utilisée ici pour étudier et modéliser la migration du radon dans les sols. Retenons simplement que les variables ponctuelles utilisées correspondent en réalité à une homogénéisation sur le *V.E.R.* des valeurs de la variable microscopique associée.

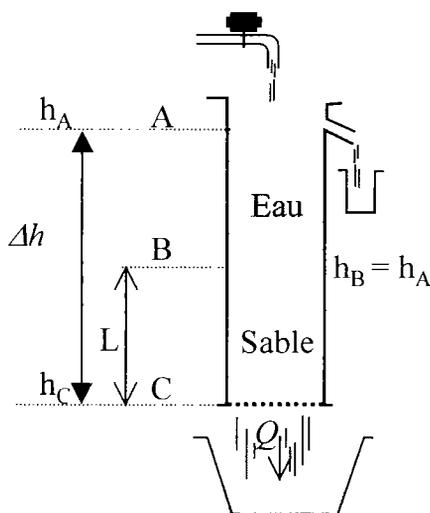
### 1.1.3 Quelques grandeurs caractéristiques

Un milieu poreux est essentiellement caractérisé par son volume de vides et sa capacité à conduire un fluide, qui, elle, dépend de l'interconnexion des pores. La *porosité* (totale) du matériau est ainsi définie comme le rapport du volume total des vides contenus dans l'échantillon sur le volume total de l'échantillon. Elle est sans unité ou exprimée en %. La table 2 – 1 donne les valeurs moyennes des porosités de quelques milieux sédimentaires. On introduit aussi la porosité *effective* ou *cinématique* pour désigner le rapport des vides interconnectés sur le volume total de l'échantillon.

**Table 2 – 1 : Porosités moyennes de milieux sédimentaires (Bea72)**

Type de milieu	Porosité %	Type de milieu	Porosité %
Tourbe	60-80	Sables fins à moyens	30-35
Sols	50-60	Graviers	30-40
Argile	45-55	Graviers et sables	30-35
Limon	40-50	Grès	10-20
Sable moyen à grossier	35-40	Schistes	1-10
Sable uniforme	30-40	Calcaires	1-10

La capacité à transférer un fluide d'un point à un autre est donnée par la *perméabilité intrinsèque*,  $k_{ms}$ , exprimée en  $m^2$ , définie selon la loi de Darcy par (Eq. 2 – 1 et Fig. 2 – 3) :



**Figure 2 – 3 : Expérience de Darcy (Mar86)**

$$Q = A \times \left[ \frac{k_{ms} \cdot \rho \cdot g}{\mu} \right] \times \frac{\Delta h}{L} = A \times K_{sat} \cdot \frac{\Delta h}{L} \quad \text{Eq. 2 – 1}$$

avec  $Q$ , le débit de fluide ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ) ;  $A$ , la surface de la section ( $m^2$ ) ;  $L$ , l'épaisseur de l'échantillon ( $m$ ) ;  $\mu$ , la viscosité dynamique du fluide ( $Pa \cdot s$ ) ;  $\rho$ , la masse volumique du fluide ( $kg \cdot m^{-3}$ ) et  $g$ , la constante d'accélération due à la gravité ( $9.81 m \cdot s^{-2}$ ).  $k_{ms}$  est parfois exprimée en darcy, 1 darcy étant égal à  $0,987 \cdot 10^{-12} m^2$ .  $K_{sat}$  désigne la *conductivité hydraulique*. Elle est exprimée en  $m \cdot s^{-1}$  (ce n'est pas une propriété intrinsèque du matériau car elle dépend aussi des propriétés du fluide).

La table 2 – 2 donne les valeurs communes des perméabilités et des conductivités hydrauliques pour différents types de sol.

**Table 2 – 2 : Valeurs typiques de la perméabilité pour différents types de sol (Bea72)**

Type de milieu	$k_{ins}$ $m^2$	$K_{sat}$ $m.s^{-1}$
Graviers	$10^{-9} - 10^{-7}$	$10^{-2} - 1$
Sable	$10^{-12} - 10^{-9}$	$10^{-5} - 10^{-2}$
Sable très fin, limon	$10^{-16} - 10^{-12}$	$10^{-9} - 10^{-5}$
Argile	$10^{-20} - 10^{-16}$	$10^{-13} - 10^{-9}$

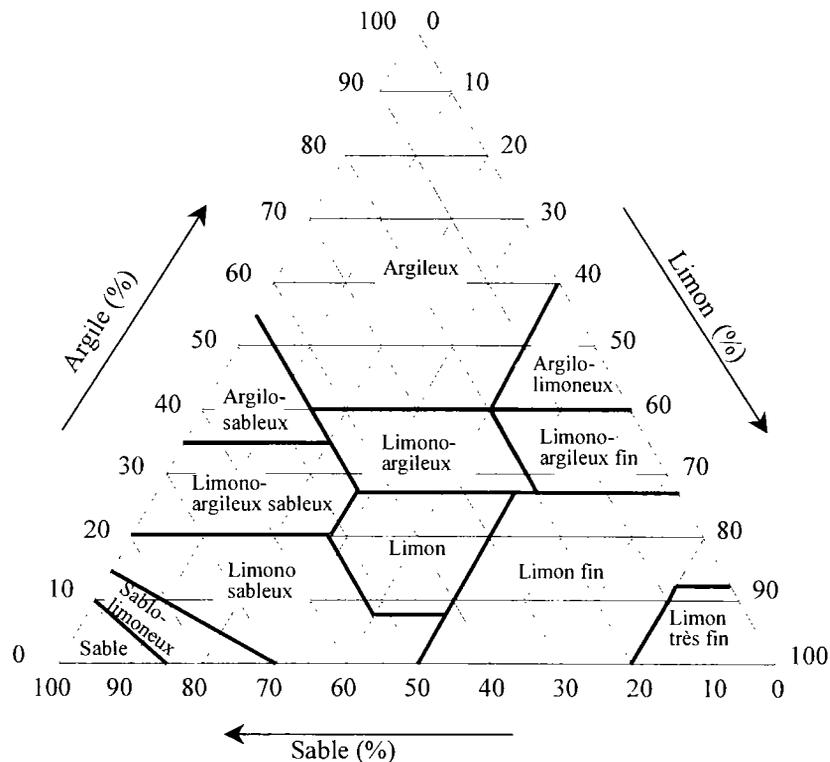
D’après le paragraphe précédent, toutes ces propriétés doivent être mesurées à l’échelle du *V.E.R.* du milieu étudié.

### 1.1.4 L’analyse texturale

Dans le cas d’un sol, les propriétés évoquées précédemment dépendent de sa *structure*, terme qui désigne la manière dont sont associés les grains entre eux. Celle-ci est, entre autres, fonction de la distribution en taille des grains qui le constituent, c’est-à-dire de la *texture* (ou *composition granulométrique* du sol), déterminée en laboratoire par des tamisages successifs. La texture d’un sol est alors définie en se référant aux classes décrites dans la table 2 – 3 et au triangle des textures correspondant, dont un exemple est donné sur la figure 2 – 4.

**Table 2 – 3 : Classes texturales selon différentes classifications (Bea72)**

Diamètre (mm)											
	10 <sup>1</sup>	10 <sup>0</sup>			10 <sup>-1</sup>			10 <sup>-2</sup>			10 <sup>-3</sup>
M.I.T & B.S Classification	Gravier	Sand Sable			Silt Limon			Clay Argile			
		Coarse Grossier	Medium Moyen	Fine Fin	Coarse Grossier	Medium Moyen	Fine Fin	Coarse Grossier	Medium Moyen	Fine Fin	
		2	6.10 <sup>-1</sup>	2.10 <sup>-1</sup>	6.10 <sup>-2</sup>	2.10 <sup>-2</sup>	6.10 <sup>-3</sup>	2.10 <sup>-3</sup>	6.10 <sup>-4</sup>		
U.S. Dept. of Agriculture	Gravier	Sand Sable			Silt Limon			Clay Argile			
					5.10 <sup>-2</sup>			2.10 <sup>-3</sup>			
		2	5.10 <sup>-2</sup>			2.10 <sup>-3</sup>					
U.S. Bureau of Soils & U.S. Public Rds. Adms.	Gravier	Sand Sable		Silt Limon			Clay Argile				
		Coarse Grossier	Fine Fin								
		2	0.25	5.10 <sup>-2</sup>			5.10 <sup>-3</sup>				
Intern. Society of Soil Science	Gravier	Sand Sable		Silt Limon			Clay Argile				
		Coarse Grossier	Fine Fin								
		2	2.10 <sup>-1</sup>		2.10 <sup>-2</sup>			2.10 <sup>-3</sup>			



**Figure 2 – 4 : Triangle des textures selon l'U.S. Soil Conservation Service**

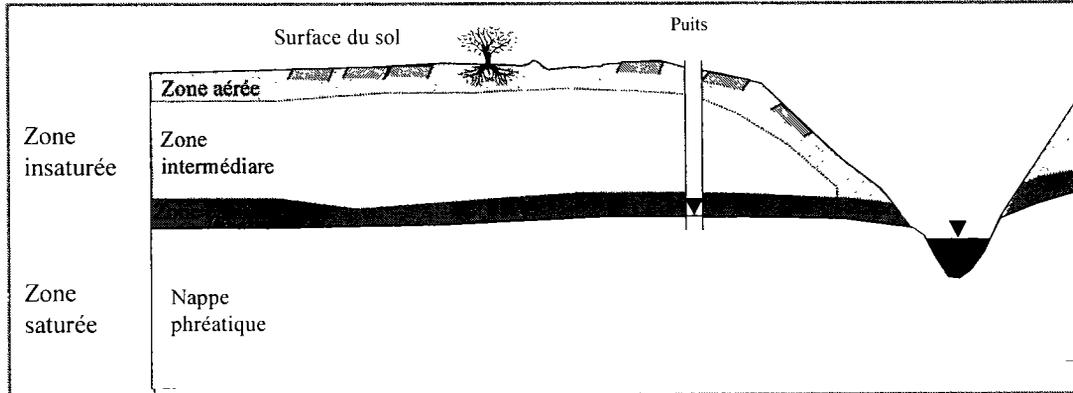
De nombreux auteurs proposent des formulations permettant de déduire les propriétés hydriques d'un sol de sa composition granulométrique (Gup79, Puc85, Sax86, Ver92). D'autres proposent des caractéristiques moyennes associées à chaque classe du triangle des textures (Cla78, Mor89). Les régressions obtenues par les auteurs sont fondées sur des analyses statistiques réalisées sur un grand nombre d'échantillons de sols. Remarquons cependant que les caractéristiques hydriques du sol, qui dépendent de la géométrie de l'espace poral, sont liées aux propriétés structurales du sol, dont la texture n'est qu'une composante. L'utilisation des caractéristiques hydriques établies à partir de celle-ci risque ainsi d'être insuffisante pour décrire les écoulements dans le sol.

## 1.2. La zone insaturée d'un sol

Le radon ayant une durée de vie moyenne relativement courte (5,5 jours), le flux de radon dans l'atmosphère est essentiellement contrôlé par les premiers mètres de sol en dessous de la surface, situés généralement dans la *zone insaturée* du sol.

### 1.2.1 Définition

La *zone insaturée* est la couche de sol comprise entre la surface du sol et la limite supérieure de la nappe phréatique. Elle se distingue par la présence à la fois d'air et d'eau dans l'espace des pores. Elle est divisée en trois zones (Fig. 2 – 5) :



**Figure 2 – 5 : Description de la zone insaturée (Bea72)**

- la première est adjacente à la surface du sol (*soil water zone*). Elle comprend la zone racinaire. Les mouvements d'eau y sont descendants pendant les périodes de précipitations et ascendants pendant les périodes d'évapo-transpiration ;
- la zone intermédiaire (*vadose zone*), située en dessous, s'étend jusqu'à la zone capillaire. Elle n'existe pas quand la nappe est proche de la surface. Dans cette zone, des films d'eau sont immobiles, retenus par les forces capillaires à la surface des grains. Temporairement, pendant les périodes de fortes précipitations, l'eau migre par gravité dans cette zone ;
- la zone capillaire (*capillary fringe*) fait le lien jusqu'à la nappe. A proximité de cette dernière, tous les pores sont pratiquement saturés (en eau). Quand on s'éloigne, seuls les pores de plus petites tailles restent saturés. La limite supérieure de cette zone est définie comme le domaine à partir duquel la quasi-totalité des pores est saturée ( $> 75 \%$ ). Son épaisseur est quasi-nulle pour des sols grossiers et peut atteindre 2 à 3 m pour des sols fins (Tab. 2 – 4). L'écoulement de l'eau y est à la fois horizontal et vertical, comme dans l'aquifère à laquelle elle est souvent intégrée. Elle est négligée dans cette étude.

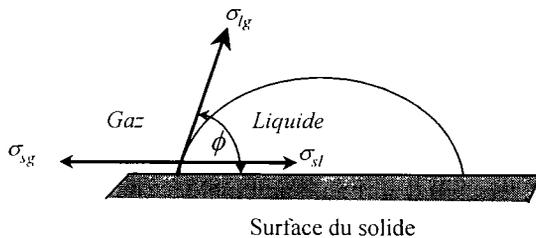
**Table 2 – 4 : Epaisseur de la zone capillaire pour différentes textures de sol (Bea72)**

Sol	Epaisseur de la zone capillaire cm
Sable grossier	2-5
Sable	12-35
Sable fin	35-70
Limon	40-150
Argile	200-400

### 1.2.2 Teneur en eau et pression capillaire

L'espace des pores étant occupé à la fois par l'air et l'eau, il faut compléter la description de la porosité par une autre grandeur, la *teneur en eau*. La forme utilisée dans les modèles de transport est la teneur en eau volumique, qui est définie comme le rapport entre le volume d'eau dans l'échantillon sur le volume total de l'échantillon. Elle est ainsi égale à la porosité quand le milieu est saturé. La *saturation* désigne quant à elle la fraction de la porosité occupée par l'eau. Elle est ainsi comprise entre 0 et 1 ou 0 et 100 %.

Dans le milieu poreux insaturé, les tensions superficielles qui se développent à la surface de contact de deux phases non miscibles, gèrent l'équilibre de l'interface entre l'air et l'eau (Fig. 2 – 6), selon la formule d'Young (Eq. 2 – 2) :



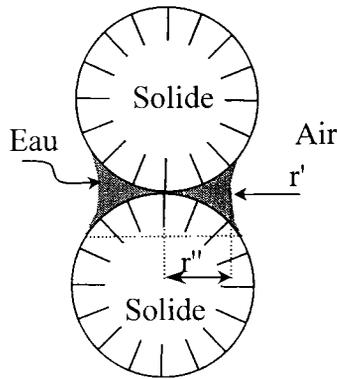
$$\cos(\phi) = \frac{\sigma_{sg} - \sigma_{sl}}{\sigma_{lg}} \quad \text{Eq. 2 – 2}$$

avec  $\sigma_{ij}$ , la tension superficielle à l'interface des phases  $i$  et  $j$ ,  $l$  désignant la phase liquide,  $g$  la phase gazeuse et  $s$  la phase solide.

**Figure 2 – 6 : Description des contraintes à l'interface**

Quand l'angle de contact entre la surface des grains et la phase liquide,  $\phi$ , est inférieur à  $90^\circ$ , le liquide est le fluide *mouillant* : la goutte s'étale complètement sur le solide, avec une vitesse qui dépend de la viscosité du fluide. On dit aussi qu'il mouille parfaitement la surface. C'est généralement le cas pour l'eau dans la zone insaturée d'un sol – le fluide non mouillant étant l'air. Cependant, la mouillabilité,  $\phi$ , dépend parfois de l'état de la surface du solide. Apparaît dans ce cas le phénomène d'*hystérésis*, le comportement hydrique du milieu dépendant alors de son histoire.

Dans la zone insaturée, l'existence d'une tension superficielle à l'interface liquide – gaz, crée une discontinuité de pression entre l'air et l'eau présents dans les interstices du milieu. La différence de pression entre le fluide non mouillant, l'air, et le fluide mouillant, l'eau, est la *pression capillaire* ( $> 0$ ). L'eau est retenue dans la zone insaturée grâce à l'existence de la pression capillaire qui contrecarre les effets de la gravité. Sa valeur peut être obtenue en écrivant l'équilibre des forces s'exerçant à l'interface des trois phases. Ceci conduit, pour le système annulaire représenté sur la figure 2 – 7, à l'équation de Laplace (Eq. 2 – 3), qui met en évidence les paramètres régissant la pression capillaire dans un sol :

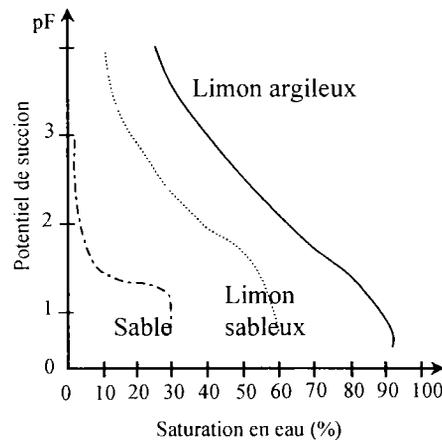


$$P_c = P_g - P_l = \sigma_{lg} \cdot \left( \frac{1}{r'} + \frac{1}{r''} \right) \quad \text{Eq. 2-3}$$

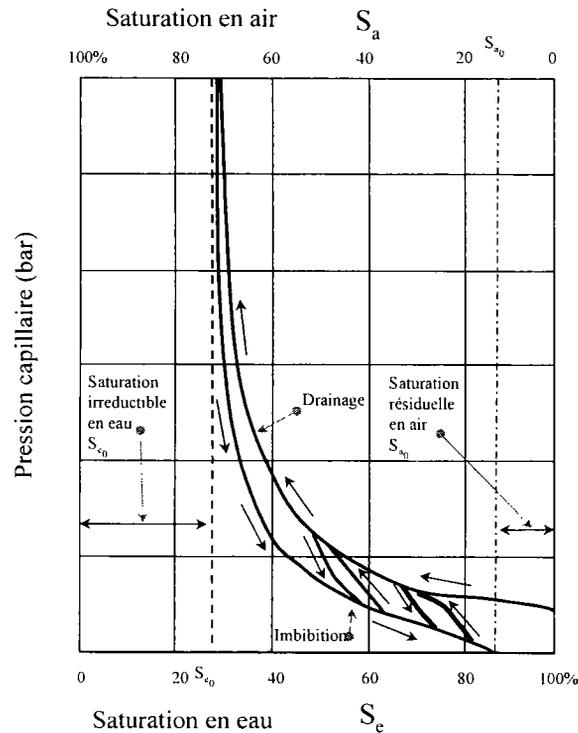
avec  $P_c$ , la pression capillaire ;  $P_g$ , la pression de l'air ;  $P_l$ , la pression de l'eau ;  $\sigma_{lg}$ , la tension superficielle à l'interface et  $r'$  et  $r''$ , les rayons de courbure de l'interface.

**Figure 2 – 7 : Système annulaire**

Il apparaît ainsi que la pression capillaire dépend de la géométrie des grains et des pores, représentée macroscopiquement par la texture du matériau. Pour un matériau donné, elle dépend de la saturation (Fig. 2 – 8). Quand l'angle de contact entre le liquide et le solide dépend de l'état de surface de ce dernier, cette relation n'est plus univoque (Fig. 2 – 9).



**Figure 2 – 8 : Variation du potentiel de succion, pF, défini par  $pF = \log\left(\frac{P_c}{\rho_l \cdot g}\right)$ , en fonction de la saturation, pour différents milieux (Bea72)**



**Figure 2 – 9 : Courbes de drainage et d’imbibition illustrant le phénomène d’hystérésis ; dans ce cas, la pression capillaire dépend non seulement de la saturation du matériau à l’instant t mais aussi de l’histoire de l’échantillon étudié (Bea72)**

### 1.3. Conclusion

Le milieu étudié dans le cadre de ce travail possède une géométrie interne extrêmement complexe, inaccessible du point de vue microscopique, et sur laquelle reposent les propriétés de transfert des fluides. Cependant, l’approche macroscopique permet de se rattacher aux équations de transport classiques de la mécanique des fluides. Elle est basée sur l’existence du *V.E.R.* à partir duquel les valeurs macroscopiques des variables peuvent être définies (valeurs moyennes). *Notons que cette approche implique que le volume de mesure des sondes utilisées dans le cadre d’un suivi expérimental est au moins égal au V.E.R. pour que la mesure soit représentative de la variable recherchée.*

## 2. LES MECANISMES DE L'EXHALATION

Les processus qui conduisent à l'*exhalation*, c'est-à-dire à l'émission de radon à la surface du milieu étudié, se divisent en deux étapes majeures : la première est la phase de production du radon dans les pores du matériau. C'est l'*émanation*. La seconde correspond à son transport dans le milieu.

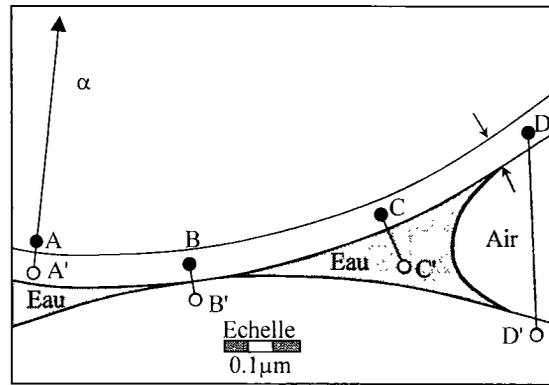
### 2.1. L'émanation du radon

#### 2.1.1 Définition

Les atomes de radon sont produits par la désintégration radioactive des atomes de radium 226 présents dans la matrice solide du milieu. Le coefficient de diffusion du radon dans les matériaux cristallins étant en moyenne inférieur à  $10^{-24} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  (Tan80), seuls les atomes de radon libérés dans l'espace des pores sont susceptibles de migrer jusqu'à la surface du milieu étudié pour contribuer à l'exhalation. On dit alors qu'ils ont *émané*. Le *facteur* ou le *pouvoir d'émanation* du matériau permet de quantifier ce phénomène. Il est défini comme le rapport du nombre d'atomes de radon parvenant dans l'espace des pores par unité de volume et de temps, sur le nombre total d'atomes de radon formés, par unité de volume et de temps. Par définition, il est compris entre 0 et 1.

#### 2.1.2 Les mécanismes de l'émanation

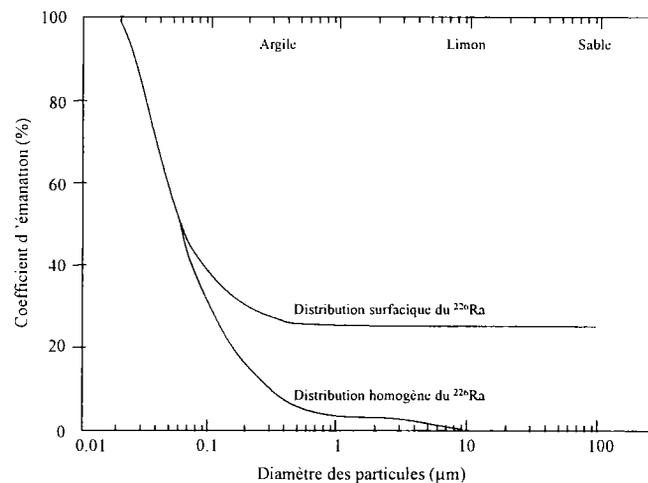
Lors de sa formation par la désintégration d'un atome de radium 226, l'atome de radon est doté d'une énergie cinétique, appelée énergie de recul. Dans un minéral de densité commune, la distance qu'il peut parcourir grâce à cette énergie est de l'ordre de 20 à 70 nm (Tan80). L'atome de radon peut ainsi être éjecté à l'extérieur du grain. Il contribue alors à l'émanation par *recul direct* (Fig. 2 – 10). Cependant, si les pores sont de petites tailles, l'atome de radon peut avoir assez d'énergie pour traverser le pore et s'implanter dans un grain voisin. Certains auteurs évoquent alors la possibilité d'un *recul indirect* par diffusion de l'atome dans la zone endommagée créée lors de son passage (Flü39). Quand les grains sont de grande taille – c'est le cas des sols sableux par exemple – et quand le radium est distribué uniformément dans le grain, l'émanation par recul direct est très faible. Dans ce type de matériau, la majeure partie de l'émanation est liée à la *diffusion* de l'atome de radon dans le solide (Bos84). Certains auteurs évoquent aussi la *dissolution* de phases solides contenant du radon comme facteur contribuant à l'émanation (Tan80, Fle83).



**Figure 2 – 10** : Les scénarios de formation du  $^{222}\text{Rn}$  ; les grains ont un diamètre de  $2\ \mu\text{m}$  ; ● atome de  $^{226}\text{Ra}$  ; ○ atome de  $^{222}\text{Rn}$  ; A' est piégé dans le grain dans lequel il est formé ; B' et D' sont piégés dans des grains voisins ; C' émane par recul direct (Tan80)

### 2.1.3 L'influence des caractéristiques du milieu

D'après les mécanismes décrits précédemment, le facteur d'émanation d'un milieu poreux dépend de la nature de la matrice solide, de la taille des particules, de la taille des pores et de la distribution, surfacique ou homogène, du radium dans le grain (Sem90, Mor93). Ainsi, le facteur d'émanation d'un sol dépend, en particulier, de la texture de celui-ci (Fig. 2 – 11).



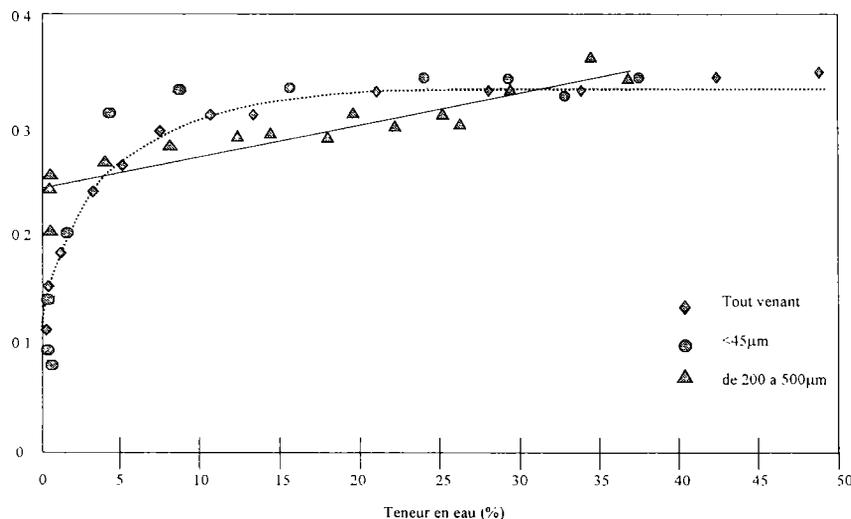
**Figure 2 – 11** : Relation entre le facteur d'émanation calculé et le diamètre des grains, pour une distribution homogène et surfacique du radium dans le grain (Gre96)

De plus, la distance de recul du radon dans l'air étant de l'ordre de  $60\ \mu\text{m}$  alors qu'elle est de l'ordre de  $95\ \text{nm}$  dans l'eau (Sem90), la probabilité de piégeage de l'atome de radon lors de son recul dans un grain voisin, diminue avec la quantité d'eau présente dans les pores, augmentant ainsi la contribution du recul direct à l'émanation. Aussi, pour un matériau donné, le facteur d'émanation dépend de la distribution des fluides présents dans ses pores. Des observations de Strong et Levins (Str82) montrent l'effet de la teneur en eau sur le facteur d'émanation de quelques minerais d'uranium et résidus miniers australiens (Tab. 2 – 5). Des

études récentes, menées sur un résidu de Jouac (Pel97), tentent de quantifier l'influence des différentes caractéristiques du matériau sur le facteur d'émanation (Fig. 2 – 12 ).

**Table 2 – 5 : Effet de la teneur en eau sur le facteur d'émanation de quelques minerais et résidus miniers australiens (Str82)**

Source	$^{226}\text{Ra}$ $\text{Bq.g}^{-1}$	Facteur d'émanation	
		à sec	à saturation
<u>Minerais</u>			
Yeelirrie	39,6	0,02	0,06
Lake Way	6,4	0,01	0,06
Nabarlek	1270	0,06	0,25
Ranger	32,2	0,07	0,25
Koongarra	51,2	0,07	0,26
Jabiluka	49,4	0,06	0,23
<u>Résidus miniers</u>			
Jabiluka	52,4	0,07	0,29
Mary Kathleen	11,4	0,06	0,31



**Figure 2 – 12 : Facteur d'émanation du tout-venant, de la fraction inférieure à 45 µm et de la fraction comprise entre 200 et 500 µm, en fonction de la teneur en eau massique, pour un résidu minier (Pel97)**

## 2.2. L'exhalation du radon

### 2.2.1 Définition

L'exhalation correspond au nombre d'atomes de radon émis, à l'air libre, à la surface du matériau dans lequel il est formé. Elle est couramment exprimée en flux d'activité ( $\text{Bq.s}^{-1}$ ) ou en densité de flux d'activité ( $\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ). Le terme d'exhalaison est aussi parfois employé. L'exhalation est la résultante de l'émanation et du transport. L'étude des mécanismes de l'émanation et leur modélisation est réalisée à l'échelle microscopique (Pel97). Elle ne fait

pas l'objet de ce travail. Celui-ci porte uniquement sur les mécanismes de transport qui, de l'émanation du radon dans les pores du milieu, conduisent à son exhalation à la surface. L'approche macroscopique, décrite précédemment, est adoptée pour l'étude du transport. Le facteur d'émanation et sa dépendance avec la teneur en eau du milieu sont alors déterminés à l'échelle du *V.E.R.* par des études préalables et supposés connus.

### 2.2.2 *Les mécanismes du transport*

Le premier processus de transport dans un matériau, dont l'une des faces est à l'air libre, est la diffusion par gradient de concentration, selon la loi de Fick. La diffusion étant très lente dans la matrice solide, le radon diffuse essentiellement dans les pores du milieu. Le coefficient de diffusion du radon dans l'air étant 10.000 fois supérieur à celui du radon dans l'eau, plus le sol est sec, plus la diffusion est importante (Dur97). Dans la plupart des cas, c'est le mécanisme dominant du transport (Tan80). Schery *et al.* observent que la diffusion peut expliquer le profil de radon mesuré dans un sol fin limoneux, sous un climat semi-aride (Sch84). Washington et Rose aboutissent aux mêmes conclusions dans le cas d'un climat humide à tempéré (Was92). Les études menées par Schery et Siegel montrent enfin que même sur un sol fissuré soumis à un climat semi-aride, le niveau moyen de l'exhalation est dominé par la diffusion (Sch86).

Cependant, dans des sols très perméables, présentant une macroporosité ou une fissuration importante et/ou dans des conditions particulières (failles actives, existence de flux thermiques ...), le transport du radon par advection d'un fluide porteur peut devenir important, parfois même prépondérant. Dans un sol insaturé, la vitesse de l'eau étant généralement faible ( $\leq 5$  cm/h), le fluide vecteur est essentiellement le gaz présent dans les pores.

Les mouvements de gaz dans les pores ont des origines multiples. Ils peuvent résulter de l'existence de gradients de pression dans l'air du sol (advection) ou de gradients de température (convection). Le phénomène d'advection peut parfois être dû à la production chimique ou biochimique de gaz dans le sol. Des flux de radon anormalement élevés ont ainsi été observés sur des sols riches en CO<sub>2</sub> (Bal91). Dans certains cas, les mouvements des fluides présents dans les pores du milieu (sol ou roche) sont liés à la sismicité (Mon97) : le radon en constituant un très bon traceur, son utilisation en tant que précurseur de séismes est l'objet de nombreuses études (Tri99). Remarquons que l'advection dans la zone insaturée des sols, quelle que soit son origine, dépend fortement du taux d'occupation des pores par l'air, qui constitue le fluide vecteur dominant.

Dans certains sols fins, le transport du radon peut être ralenti par son adsorption à la surface des grains solides. Celle-ci dépend fortement de la teneur en eau du milieu (Rog91a).

Gan *et al* proposent ainsi le phénomène d'adsorption-désorption comme étant à l'origine des bouffées brutales des flux de radon observées après les pluies sur un résidu minier (Gan86).

### 2.2.3 L'influence des facteurs météorologiques

La diffusion du radon dans les pores du milieu et l'advection par l'air dans la zone insaturée sont d'autant plus fortes que le milieu est sec. Le facteur d'émanation dépend lui aussi de la teneur en eau du milieu, en augmentant avec celle-ci (§ 2.2.3). Le degré de variation de ces mécanismes avec la teneur en eau du milieu, dépend des caractéristiques intrinsèques de celui-ci. Pendant et après une pluie, les flux de radon observés à la surface diminuent généralement tandis que les concentrations de radon dans la phase gazeuse du sol augmentent (Ash88, Schu92). L'amplitude de ces variations dépend de l'intensité des pluies et des caractéristiques du sol étudié, en particulier de sa perméabilité, mais elle n'est jamais quantifiée.

Les observations révèlent aussi une influence de la pression atmosphérique sur les concentrations de gaz radon dans le sol. Son origine est assez bien comprise : quand la pression atmosphérique augmente, l'air propre entre dans les pores diluant le radon présent et réduit la concentration de radon dans la phase gazeuse ; à l'inverse, quand la pression atmosphérique diminue, un mouvement ascendant de gaz entraîne vers le haut de l'air plus chargé en radon, augmentant la concentration de radon à la surface (Kov45). Les effets de la pression atmosphérique sont d'autant plus grands que le sol est perméable. Ils peuvent dans certains cas devenir prépondérants (Ash88). L'effet de la pression atmosphérique sur le signal radon en période sèche semble aujourd'hui assez bien quantifié (Che95).

Certains auteurs suggèrent aussi une influence de la température de l'air sur la concentration de radon dans la phase gazeuse du sol et la lient au développement d'une convection thermique dans le matériau (Mag77). Cependant, Schery et Petschek montrent que les gradients thermiques qui se développent dans le sol, ne sont pas assez forts pour expliquer les observations (Sch83). Washington et Rose suggèrent que l'influence de la température est plutôt induit par la « constante » de solubilité qui dépend de la température (Was90), tandis que Stranden *et al.* l'attribuent au phénomène d'adsorption qui, lui aussi, dépend de la température (Str84). Ces effets sont généralement négligeables par rapport à ceux des précipitations et de la pression atmosphérique (Kov45, Sch84, Ash88).

· Kovach évoque aussi un effet du vent sur l'exhalation du radon à la surface des sols, lié au développement d'une dépression dans le sol autour des obstacles (Kov45).

Ainsi, de nombreux auteurs se sont intéressés aux effets des conditions météorologiques sur les concentrations de radon dans le sol et les flux à la surface. Mais généralement, ils ne proposent qu'une interprétation semi-quantitative des signaux (Sch84) ou

tendent de dégager des corrélations entre les signaux de radon observés et les paramètres météorologiques mesurés (Ash88).

### **2.3. Conclusion**

Les mécanismes de l'émanation et du transport du radon dans un milieu poreux montrent que l'exhalation du radon à la surface dépend fortement de la teneur en eau du matériau. Ainsi, il est nécessaire de connaître au préalable le profil hydrique dans la zone étudiée pour obtenir une bonne estimation du flux de radon à sa surface. Or, le profil de teneurs en eau dans le milieu varie en fonction des conditions météorologiques d'une part et de quelques propriétés intrinsèques du matériau telles que sa porosité et sa perméabilité, qui sont la représentation macroscopique de la géométrie interne de l'espace des pores, d'autre part.

Aussi est-il nécessaire d'utiliser, en amont du modèle de transport, un modèle d'écoulement de l'eau dans la zone insaturée qui calcule, à partir de données météorologiques facilement accessibles, l'évolution du profil hydrique et les vitesses des fluides présents dans les pores. L'association d'un modèle d'écoulement et d'un modèle de transport du radon permet ainsi de calculer les effets des conditions météorologiques sur les concentrations de radon dans la phase gazeuse d'un sol quelconque, en fonction des propriétés de ce dernier. Cette approche quantitative et généraliste est actuellement peu développée dans la littérature.

## **3. LA MODELISATION DU TRANSPORT DU RADON DANS LA ZONE INSATUREE**

### **3.1. Introduction**

Pour calculer l'efficacité des couvertures mises en place sur les stockages de résidus miniers, la plupart des auteurs adoptent un modèle de diffusion stationnaire (Bus79, Har86). Ce type de modèle semble donner, dans les cas étudiés, une bonne valeur moyenne des flux observés (Fer98), mais il suppose que le profil hydrique dans le matériau est connu, ce qui n'est généralement pas le cas. De plus, une telle approche très simplifiée du transport, ne permet pas de prendre en compte les flux d'origine advective. Pour un profil hydrique donné, le code Rn3D (Hol94) permet cependant de calculer les effets de la pression atmosphérique sur les concentrations de gaz radon dans le sol.

Il existe de nombreux modèles d'écoulement et de transport, multi-dimensionnels, développés initialement pour calculer le transfert des solutés dans la nappe, généralisés au traitement de la zone insaturée. Ces codes calculent le transport de radionucléides sur des échelles de temps (centaines d'années) et d'espace (plusieurs kilomètres) très supérieures à

celles généralement utilisées pour étudier la migration du radon, qui est un radionucléide de période relativement courte. Ces codes sont souvent très complexes car ils prennent en compte de nombreux mécanismes physiques comme, par exemple, le couplage chimie-transport (HYDROGEOCHEM, Yeh90) ou le transfert d'énergie thermique dans le sol (SUTRA, Vos84). La résolution numérique reposant sur la méthode des éléments finis, ils sont aussi très lourds à mettre en œuvre.

Il existe aussi dans la littérature des codes 2D-3D, spécifiques au calcul des écoulements de l'eau dans la zone insaturée (UNSAT2, Dav83 ; FEMWATER, Yeh87). Cependant, ceux-ci reposent sur la formulation de Richards (Mar86), qui néglige les écoulements de gaz dans la zone insaturée du sol. De tels codes ne permettent pas d'étudier les effets de la pression atmosphérique sur les flux de radon à la surface. Ils sont aussi lourds d'utilisation puisqu'il s'agit de codes multi-dimensionnels. Récemment, Chen *et al.* ont adapté un code de calcul des écoulements et du transport des pesticides dans la zone insaturée mono-dimensionnel (LEACHP), à la modélisation du transport du radon, en y intégrant une procédure de calcul des écoulements de l'air (Che95).

Il apparaît donc que les codes de calcul des écoulements et du transport des radionucléides sont complexes, souvent lourds à utiliser et peu adaptés à l'étude du transport du radon. Par conséquent, nous choisissons de développer une formulation spécifique à l'étude de la migration du radon dans la zone insaturée des sols, qui repose à la fois sur un modèle d'écoulement des fluides dans la zone insaturée et sur un modèle de transport, dont la mise en œuvre est la plus simple possible.

## **3.2. Le modèle d'écoulement de l'eau dans la zone insaturée**

### **3.2.1 Les hypothèses**

Nous nous intéressons exclusivement à la modélisation des écoulements dans la zone insaturée du sol : la profondeur de la nappe est supposée connue et fixée. Les fluctuations de la nappe, liées à des contraintes extérieures au domaine d'étude, ne peuvent être prises en compte par ce type de modèle.

La plupart des sols, de par leur formation, sont constitués de couches quasi-horizontales. Celles-ci sont supposées homogènes et isotropes sur quelques mètres (dans le plan horizontal), échelle sur laquelle le radon migre généralement. Sur les stockages de résidus miniers, le remplissage conduit à une configuration analogue (Bea72). Dans une telle géométrie, les écoulements sont essentiellement verticaux. Le modèle développé pour simuler les écoulements dans la zone insaturée est ainsi un modèle mono-dimensionnel.

Le transfert de l'eau sous forme de vapeur se produit dans des conditions climatiques extrêmes (climats arides), lorsque que le sol a atteint en surface une teneur en eau très faible (Gar58). Sa prise en compte implique dans la plupart des cas un couplage avec un modèle de transfert de chaleur dans le sol (Mil84, Sca94). Les modèles développés sont alors très complexes et le nombre de paramètres d'entrée mal connus multipliés. Par ailleurs, Gardner montre que dans les sols limités par une nappe, l'évaporation de l'eau sous forme vapeur n'excède généralement pas 20 % de l'évaporation sous forme liquide (Gar58). Aussi le transfert de l'eau sous forme vapeur n'est-il pas pris compte dans le modèle.

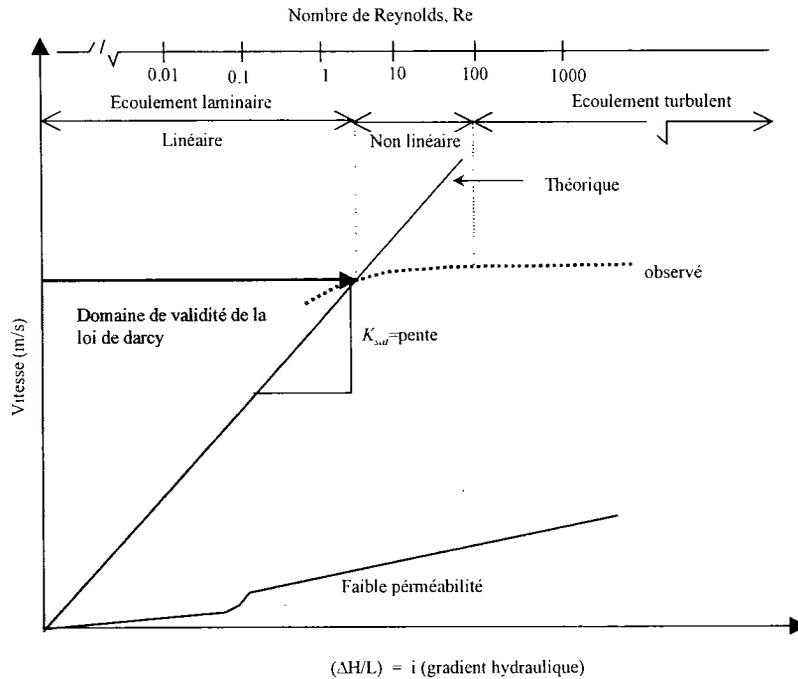
Les effets de la température sur le transport du radon observés étant faibles par rapport à ceux des précipitations et de la pression atmosphérique et sujet à controverses, le milieu est supposé isotherme. Nous admettons de plus qu'il est indéformable. Les phénomènes de retrait-gonflement, apparaissant sur certaines argiles, sont ainsi négligés.

En assimilant les pores du milieu à des tuyaux cylindriques, le nombre de Reynolds correspondant à l'écoulement d'un fluide dans cette géométrie est donné par :

$$Re = \frac{V_e \cdot d \cdot \rho}{\mu}$$

avec  $\mu$ , la viscosité dynamique du fluide ( $1,002 \cdot 10^{-3} Pa.s$  à  $20^\circ C$  pour l'eau et  $1,8 \cdot 10^{-5} Pa.s$  à  $15^\circ C$  et sous une pression de  $1 bar$  pour l'air) ;  $\rho$ , la masse volumique du fluide ( $10^3 kg.m^{-3}$  pour l'eau et  $1,25 kg.m^{-3}$  pour l'air) ;  $V_e$ , la vitesse microscopique du fluide dans le pore ( $m.s^{-1}$ ) et  $d$ , le diamètre du pore ( $m$ ). En l'absence de macroporosité dans le sol, le diamètre des pores est inférieur à  $1 mm$  (Tin99).

La vitesse maximale de l'eau dans les pores est donnée soit par le rapport de la conductivité hydraulique du matériau sur la porosité, soit par le rapport de l'intensité maximale de la pluie sur la porosité.  $Re$  n'est que de  $0,2$  pour une vitesse de l'eau de  $2 \cdot 10^{-4} m.s^{-1}$ , ce qui correspondrait à une précipitation de  $25 cm$  en une heure sur un sol ayant une porosité de  $40 \%$ . Ainsi, le régime d'écoulement de l'eau dans la zone insaturée est laminaire (Fig. 2 – 13). Pour l'air,  $Re < 1$  si la vitesse de l'air dans les pores est inférieure à  $10^{-2} m.s^{-1}$ . Nous admettons que cette condition est toujours respectée et que les écoulements de l'air et de l'eau dans les pores sont situés dans le domaine de validité de la loi de Darcy, généralisée au cas des écoulements dans la zone insaturée.



**Figure 2 – 13 : Domaine de validité de la loi de Darcy pour un milieu saturé (voir Fig. 2 – 3) (Tin99)**

La modélisation des écoulements dans la zone insaturée repose souvent sur l'équation de Richards (Huy86, Fed88, Gou96), qui, en plus des hypothèses précédentes, considère que l'air est immobile dans le milieu, à la pression atmosphérique, assimilée à une constante. Cette hypothèse est très pénalisante car elle ne permet pas de prendre en compte les mouvements de gaz induits par les variations de la pression atmosphérique. Nous lui avons préféré la formulation développée par Touma et Vauclin (Tou86), car elle permet de calculer les écoulements de l'eau et de l'air dans le sol. L'eau est alors supposée incompressible et l'air obéir à la loi des gaz parfaits.

### 3.2.2 La formulation mathématique des concepts de base

Rappelons que les variables utilisées sont définies à l'échelle du V.E.R. et que les équations découlent de l'approche macroscopique adoptée.

La loi de conservation de la masse appliquée aux phases liquide et gazeuse pour un écoulement vertical s'écrit sous la forme (annexe 1) :

$$\frac{\partial(\rho_l \cdot \theta)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_l \cdot v_l)}{\partial z} - \rho_l \cdot q_l = 0 \quad \text{Eq. 2 - 3a}$$

$$\frac{\partial(\rho_g \cdot (p - \theta))}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_g \cdot v_g)}{\partial z} - \rho_g \cdot q_g = 0 \quad \text{Eq. 2 - 3b}$$

avec  $\rho_i$ , la masse volumique de la phase  $i$  ( $kg.m^{-3}$ ) ;  $q_p$ , le débit source ou puits de la phase  $i$  par unité de volume de sol ( $s^{-1}$ ), positif si il y a apport de matière ;  $v_i$ , la vitesse de Darcy de la phase  $i$  ( $m.s^{-1}$ ),  $i = l$  pour l'eau et  $i = g$  pour le gaz ;  $\theta$ , la teneur en eau (-) et  $p$ , la porosité du milieu (-).

Les vitesses de Darcy sont données par la loi de Darcy généralisée au cas des écoulements dans la zone insaturée, l'axe  $z$  étant dirigé vers le bas :

$$v_l = -k_{ms} \cdot \frac{k_{rl}}{\mu_l} \left( \frac{\partial P_l}{\partial z} - \rho_l \cdot g \right) \quad \text{Eq. 2 - 4a}$$

$$v_g = -k_{ms} \cdot \frac{k_{rg}}{\mu_g} \left( \frac{\partial P_g}{\partial z} - \rho_g \cdot g \right) \quad \text{Eq. 2 - 4b}$$

avec  $k_{ms}$ , la perméabilité intrinsèque du milieu ( $m^2$ ) ;  $k_{rl}$  et  $k_{rg}$ , les perméabilités relatives au liquide et au gaz (-) ;  $\mu_l$  et  $\mu_g$ , les viscosités dynamiques du liquide et du gaz ( $Pa.s$ ) ;  $P_l$  et  $P_g$  les pressions du liquide et du gaz dans les pores du milieu et  $g$ , le module d'accélération de la pesanteur ( $9,81 m.s^{-2}$ ).

Les équations d'état de chaque phase sont, d'après les hypothèses décrites précédemment :

$$\rho_l = cste \quad \text{pour le liquide} \quad \text{Eq. 2 - 5a}$$

$$\frac{\rho_g}{\rho_{go}} = \frac{P_g}{P_o} \cdot \frac{T_o}{T} \quad \text{pour le gaz} \quad \text{Eq. 2 - 5b}$$

avec  $P_o$ , la pression de référence ( $10^5 Pa$ ) ;  $T_o$ , la température de référence ( $298 \text{ }^\circ K$ ) ;  $\rho_{go}$ , la masse volumique du gaz à la pression et température de référence ( $1,25 kg.m^{-3}$ ) ;  $T$ , la température du gaz dans le sol ( $^\circ K$ ) et  $\rho_g$ , la masse volumique du gaz à la température  $T$  et la pression  $P_g$  ( $kg.m^{-3}$ ).

Par définition :

$$P_g - P_l = P_c(\theta) \quad \text{Eq. 2 - 6}$$

avec  $P_c$ , la pression capillaire ( $Pa$ ), fonction uniquement de la teneur en eau du milieu, le phénomène d'hystérésis étant négligé.

Les relations précédentes permettent de déterminer les équations régissant l'écoulement de chaque fluide dans le milieu. Les variables suivantes sont alors introduites pour les écrire :

$$h_g = \frac{P_g - P_o}{\rho_l \cdot g}, \quad h_l = \frac{P_l - P_o}{\rho_l \cdot g}, \quad h_o = \frac{P_o}{\rho_l \cdot g} \quad \text{et} \quad h_c = h_g - h_l \quad (m).$$

$h_g$  et  $h_l$  sont les pressions relatives du gaz et de l'eau dans le sol, exprimées en hauteur d'eau.  $h_o$  et  $h_c$  sont respectivement la pression de référence et la pression capillaire, exprimées en hauteur d'eau. La conductivité hydraulique du milieu à saturation  $K_{sat}$ , et la capacité capillaire du milieu,  $C_l$ , sont définies respectivement par :

$$K_{sat} = \frac{k_{ms} \cdot \rho_l \cdot g}{\mu_l} \quad (m \cdot s^{-1}) \quad \text{et} \quad C_l = \frac{d\theta}{dh_c} \quad (m^{-1}).$$

Avec ces nouvelles variables, l'équation qui régit l'écoulement de l'eau s'écrit :

$$C_l \cdot \left( \frac{\partial h_g}{\partial t} - \frac{\partial h_l}{\partial t} \right) = K_{sat} \cdot \frac{\partial}{\partial z} \left\{ k_{rl} \left( \frac{\partial h_l}{\partial z} - 1 \right) \right\} + q_l \quad \text{Eq. 2 - 7a}$$

tandis que celle qui régit l'écoulement du gaz s'écrit :

$$\left\{ (p - \theta) \cdot \frac{\rho_{go}}{h_o} - \rho_g \cdot C_l \right\} \frac{\partial h_g}{\partial t} + \rho_g \cdot C_l \frac{\partial h_l}{\partial t} = K_{sat} \cdot \left( \frac{\mu_l}{\mu_g} \right) \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \rho_g \cdot k_{rg} \left( \frac{\partial h_g}{\partial z} - \frac{\rho_g}{\rho_l} \right) \right\} + \rho_g \cdot q_g \quad \text{Eq. 2 - 7b}$$

La masse volumique de l'air étant mille fois plus petite que celle de l'eau, le second terme de l'équation 2 - 7b est simplifié pour obtenir l'expression suivante :

$$\left\{ (p - \theta) \cdot \frac{\rho_{go}}{h_o} - \rho_g \cdot C_l \right\} \frac{\partial h_g}{\partial t} + \rho_g \cdot C_l \frac{\partial h_l}{\partial t} = K_{sat} \cdot \left( \frac{\mu_l}{\mu_g} \right) \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \rho_g \cdot k_{rg} \left( \frac{\partial h_g}{\partial z} \right) \right\} + \rho_g \cdot q_g \quad \text{Eq. 2 - 7c}$$

ce qui revient à négliger le mouvement de gaz dû à la gravité.

La pression du gaz dans le sol dépend aussi de la pression partielle des constituants, donc de la concentration de radon. Cependant, une concentration de radon dans la phase gazeuse de  $10^7 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ , valeur relativement forte, est équivalente à un volume de  $1,76 \cdot 10^{-10} \text{ l}$  de radon pour  $1 \text{ m}^3$  de gaz (soit  $1,76 \cdot 10^{-7} \text{ ppm}$ ). Les effets liés au radon sur les mouvements de gaz sont donc négligeables. Dans la plupart des cas, nous considérons qu'il n'y a pas de production chimique de gaz ou de liquide dans le sol ( $q_g = 0$  et  $q_l = 0$ ).

Notons que l'équation de Richards, obtenue en supposant que le gaz est immobile dans les pores à la pression de référence, correspond simplement à l'équation 2-7a dans laquelle on néglige le terme  $\frac{\partial h_g}{\partial t}$ .

### 3.2.3 Les relations de fermeture

Les équations 2 - 7a et 2 - 7c permettent de déterminer les inconnues  $h_g$  et  $h_l$ , qui gouvernent l'état et l'écoulement du gaz et du liquide dans le milieu. Cependant, il existe encore dans ces expressions des termes non définis :  $k_{rg}$ ,  $k_{rl}$  et  $C_l$ . Le phénomène d'hystérésis étant négligé, ces termes ne dépendent que de la teneur en eau du sol,  $\theta$ . Ils sont calculés à

partir des caractéristiques hydriques du sol, dont il existe différentes formulations dans la littérature (Tab. 2 – 6).

**Table 2 – 6 : Caractéristiques hydriques usuelles (Raw89 et Sty95)**

**Brooks et Corey**

$$\text{si } h_c > h_b, S_e = \left[ \frac{h_b}{h_c} \right]^\nu, \text{ sinon } S_e = 1$$

$$h_c = \frac{P_c}{\rho_l \cdot g} \text{ et } S_e = \frac{\theta - \theta_r}{p - \theta}, \text{ avec } p, \text{ la porosité}$$

$$k_{rl}(\theta) = S_e^n \text{ et } k_{rg} = (1 - S_e)^2 \cdot \left[ 1 - S_e^{(2+\nu)/\nu} \right]$$

(-);  $\theta_r$ , la teneur en eau résiduelle (-).  $\nu$  (-) et  $h_b$  (m), sont des paramètres de calage et  $n = 3 + \frac{2}{\nu}$ .

**van Genuchten – Mualem**

$$S_e = \frac{1}{(1 + (\alpha h_c)^\beta)^m} \quad (\beta > 1)$$

$$h_c = \frac{P_c}{\rho_l \cdot g}, \quad S_e = \frac{\theta - \theta_r}{p - \theta}, \text{ avec } p, \text{ la porosité}$$

$$k_{rl}(\theta) = \sqrt{S_e} \cdot (1 - (1 - S_e^{1/m})^m)^2$$

$$\text{et } k_{rg} = (1 - S_e)^{1/2} \cdot \left[ (1 - S_e^{1/m})^{2m} \right]$$

(-);  $\theta_r$ , la teneur en eau résiduelle (-).  $\alpha$  ( $m^{-1}$ ) et  $\beta$  (-) sont des paramètres de calage et  $m = 1 - \frac{1}{\beta}$ .

Les fonctions de van Genuchten, associées au formalisme développé par Mualem pour calculer les perméabilités relatives au gaz et à l'eau, sont les plus utilisées car les formes des courbes ainsi obtenues sont les plus représentatives des mesures obtenues en laboratoire ou sur le terrain (Cue96). Ces expressions sont adoptées dans le modèle de calcul des écoulements.

**3.2.4 Les conditions aux limites des écoulements**

La résolution des équations 2 – 7a et 2 – 7c admet plusieurs solutions. Il est désormais nécessaire de décrire les conditions imposées aux limites de la zone étudiée pour déterminer la solution unique au problème posé.

A la surface du sol, les conditions limites sont données par les conditions météorologiques. Ainsi, la pression du gaz est imposée par la pression atmosphérique, tandis que la vitesse de l'eau – positive pendant les périodes de pluie et négative ou nulle pendant les périodes sèches – est donnée par les précipitations desquelles on soustrait la quantité d'eau perdue par évaporation et par ruissellement. Ces conditions peuvent être variables dans le temps.

La limite inférieure du domaine est fixée soit par l'existence d'une nappe non confinée, dont la profondeur est supposée constante, soit par l'existence d'une couche imperméable, à travers laquelle les flux sont nuls.

Dans le cas de fortes précipitations ou de l'évaporation, les conditions aux limites supérieures du domaine, imposées initialement par l'utilisateur, varient selon l'état de saturation atteint dans le matériau (Tou86, Fed88). Ces cas, traités par *TRACI*, sont décrits en annexe 1.

### 3.3. Le modèle de transport du radon

La modélisation du transport de radon dans la zone insaturée repose en grande partie sur les travaux de Rogers et Nielson. En effet, ces auteurs se sont beaucoup intéressés aux propriétés de transport du radon (Nie84) et à sa modélisation dans différents types de milieux poreux, comme les sols (Nie90), les résidus miniers (Rog91a) ou les soubassements de diverses constructions (Nie94).

#### 3.3.1 Les hypothèses

La distance moyenne parcourue par diffusion par les atomes de radon dans les phases solides étant très petite par rapport à celle parcourue dans l'air ou dans l'eau, la diffusion du radon dans la matrice solide est négligée.

Seule l'adsorption du radon sur les surfaces sèches des grains est prise en compte. Nous supposons qu'elle est linéaire et réversible. Elle régit ainsi l'équilibre entre le radon dans la phase gazeuse et le radon dans la phase solide par :

$$C_{Rn}^s = k_d \cdot C_{Rn}^g \quad \text{Eq. 2 – 8a}$$

avec  $C_{Rn}^s$ , la concentration<sup>1</sup> de radon dans la matrice solide ( $Bq.kg^{-1}$ ) ;  $C_{Rn}^g$ , la concentration de radon dans la phase gazeuse ( $Bq.m^{-3}$ ) et  $k_d$ , le coefficient de distribution du radon entre le gaz et le solide ( $m^3.kg^{-1}$ ). Ce dernier dépend de la teneur en eau du matériau.

La vitesse de l'eau étant généralement faible dans la zone insaturée (§ 2.2.2), seule l'advection par la phase gazeuse est prise en compte.

De plus, nous admettons que l'équilibre entre le radon dans la phase gazeuse et le radon dissous dans l'eau est toujours atteint dans le sol. Il est régi par la loi de Henry :

$$C_{Rn}^l = k_H(T) \cdot C_{Rn}^g \quad \text{Eq. 2 – 8b}$$

avec  $C_{Rn}^l$ , la concentration de radon dans la phase liquide ( $Bq.m^{-3}$ ) et  $k_H(-)$ , la constante de Henry pour des conditions normales de pression (1 bar) à la température  $T(^{\circ}K)$ , le milieu étant supposé isotherme (§ 3.2.1) –  $k_H = 0,25$  à  $20^{\circ}C$ .

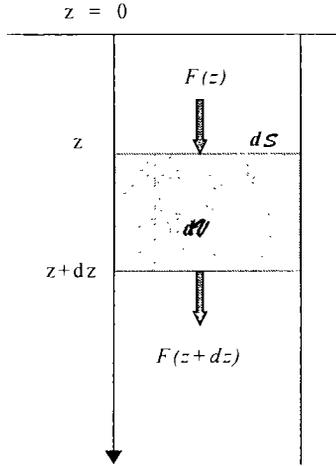
---

<sup>1</sup> les concentrations sont exprimées en activité massique ou volumique

Le coefficient de partage du radium entre la phase solide et la phase liquide étant généralement élevé (Bas97), la majeure partie du radium présent est fixé dans la matrice solide du milieu. Le radium dans la phase liquide est négligé.

### 3.3.2 La formulation mathématique des concepts de base

Un bilan de masse du radon effectué à partir de ces hypothèses dans le volume de sol  $dV$  conduit à (Fig. 2 – 14) :



$$\frac{\partial Q_{Rn}^{tot}}{\partial t} = -\frac{\partial F(z)}{\partial z} \cdot dz - dQ_{\lambda} + dQ_p \quad \text{Eq. 2-9}$$

avec  $Q_{Rn}^{tot}$ , l'activité totale de radon dans le volume  $dV$  ( $Bq$ ) ;  $F(z)$ , le flux total de radon par unité de temps en  $z$  ( $Bq \cdot s^{-1}$ ) ;  $dQ_{\lambda}$ , la quantité de radon qui disparaît par unité de temps par décroissance radioactive dans le volume  $dV$  ( $Bq \cdot s^{-1}$ ) et  $dQ_p$ , la quantité de radon produite par unité de temps dans le volume  $dV$  ( $Bq \cdot s^{-1}$ ).

**Figure 2 – 14 : Représentation simplifiée du milieu**

La quantité totale de radon dans le volume  $dV$  est donnée par :

$$Q_{Rn}^{tot} = C_{Rn}^s \cdot dm_s + C_{Rn}^p \cdot dV_p \quad \text{Eq. 2-10a}$$

avec  $dm_s$ , la masse de solide dans  $dV$  ;  $dV_p$ , le volume des pores dans  $dV$  et  $C_{Rn}^p$ , la concentration de radon dans l'espace des pores ( $Bq \cdot m^{-3}$ ).

Or, par définition :

$$dm_s = \rho_{sec} \cdot dV \quad \text{et} \quad C_{Rn}^p \cdot dV_p = C_{Rn}^g \cdot dV_g + C_{Rn}^l \cdot dV_l$$

avec  $\rho_{sec}$ , la masse volumique du matériau à sec ( $kg \cdot m^{-3}$ ) ;  $p$ , la porosité (-) et  $S$ , la saturation du matériau (-) ;  $dV_l$ , le volume de liquide dans  $dV$  et  $dV_g$ , le volume de gaz dans  $dV$ . Or,

$$dV_l = S \cdot p \cdot dV \quad \text{et} \quad dV_g = (1 - S) \cdot p \cdot dV$$

et par hypothèse :

$$C_{Rn}^l = k_H \cdot C_{Rn}^g \quad \text{et} \quad C_{Rn}^s = k_d \cdot C_{Rn}^g$$

Nous pouvons écrire à nouveau l'équation 2-10a, en tenant compte des relations précédentes :

$$Q_{Rn}^{tot} = [p \cdot (1 - S + k_H \cdot S) + \rho_{sec} \cdot k_d] \cdot C_{Rn}^g \cdot d\mathcal{V} \quad \text{Eq. 2-10b}$$

La quantité de radon qui disparaît par décroissance radioactive par unité de temps dans le volume  $d\mathcal{V}$ ,  $dQ_\lambda$ , est donnée par :

$$dQ_\lambda = \lambda \cdot Q_{Rn}^{tot} \quad \text{Eq. 2-11}$$

avec  $\lambda$ , la constante de décroissance radioactive du radon ( $2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ).

La quantité de radon produite par unité de temps dans le volume  $d\mathcal{V}$  par la décroissance du radium fixé dans la matrice solide,  $dQ_p$ , est donnée par le facteur d'émanation,  $E$ , du matériau :

$$dQ_p = \lambda \cdot E \cdot \rho_{sec} \cdot C_{Ra} \cdot d\mathcal{V} \quad \text{Eq. 2-12}$$

avec  $C_{Ra}$ , la teneur en radium du matériau ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ).

Le flux de radon à travers la section  $d\mathcal{S}$ ,  $F(z)$ , est la somme du flux diffusif,  $F_d(z)$ , et du flux advectif dans la phase gazeuse du milieu,  $F_v(z)$ . Le flux diffusif total dans les pores,  $F_d(z)$ , est exprimée selon la loi de Fick et un coefficient de diffusion moyen (ou macroscopique) du radon dans les pores,  $D$ , sous la forme (Rog91a) :

$$F_d(z) = -p \cdot (1 - S + k_H \cdot S) \cdot D \cdot \frac{\partial C_{Rn}^g}{\partial z} \cdot d\mathcal{S} \quad \text{Eq. 2-13}$$

La valeur de  $D$  ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ) dépend de la géométrie interne des pores et de la distribution des phases liquide et gazeuse dans ceux-ci (Nie84). Il est déterminé de manière empirique (Rog91b).

Le flux par advection dans la phase gazeuse est donné par :

$$F_v(z) = v_g \cdot C_g \cdot d\mathcal{S} \quad \text{Eq. 2-14}$$

d'après la définition de la vitesse de Darcy,  $v_g$

En posant :

$$f_l = p \cdot (1 - S + k_H \cdot S) + \rho_{sec} \cdot k_d \quad \text{et} \quad f_p = p \cdot (1 - S + k_H \cdot S),$$

les équations 2-10 à 2-14 et la relation entre le volume  $d\mathcal{V}$  et la surface de la section  $d\mathcal{S}$  ( $d\mathcal{V} = d\mathcal{S} \cdot dz$ ), permettent d'écrire 2-9a sous la forme :

$$\frac{\partial}{\partial t} \{f_i \cdot C_{Rn}^g(z,t)\} = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ f_p \cdot D \cdot \frac{\partial C_{Rn}^g(z,t)}{\partial z} \right\} - \frac{\partial (v_g \cdot C_{Rn}^g(z,t))}{\partial z} - \lambda \cdot f_i \cdot C_{Rn}^g(z,t) + \lambda \cdot E \cdot \rho_{sec} \cdot C_{Ra}$$

**Eq. 2 – 9b**

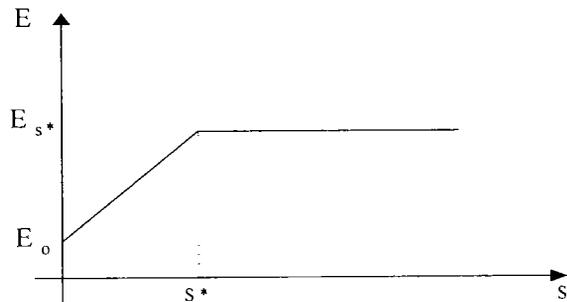
Quand tous les termes de l'équation 2-9b sont connus, il est possible de déterminer l'évolution de la concentration de radon dans la phase gazeuse du sol à toutes les profondeurs en fonction du temps.

Le modèle d'écoulement permet de calculer la saturation en eau du milieu,  $S$ , et la vitesse de Darcy du gaz,  $v_g$ . Remarquons de plus que, dans l'expression précédente, le coefficient de diffusion  $D$ , le facteur de distribution  $k_d$  et le facteur d'émanation  $E$ , dépendent de la teneur en eau du matériau (§ 2.2.3).

### 3.3.3 Les relations de fermeture

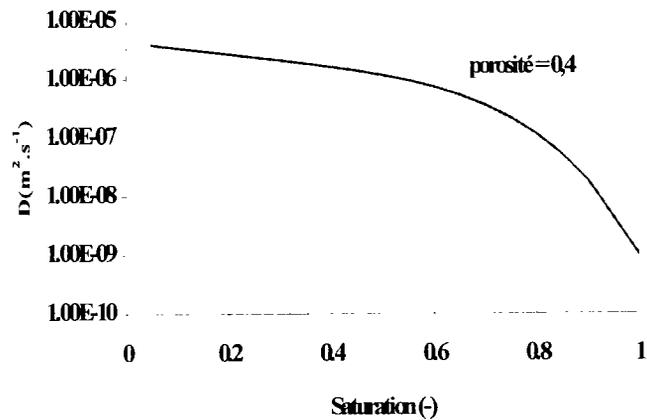
Les formulations proposées par Rogers et Nielson sont choisies pour exprimer le facteur d'émanation (Nie84), le coefficient de diffusion (Rog91b) et le coefficient de distribution (Rog91a) en fonction de la teneur en eau du matériau :

- $E = E_{S^*} \cdot \frac{S}{S^*} + E_o \cdot (1 - \frac{S}{S^*})$  quand  $S < S^*$   
et  $E = E_{S^*}$  sinon



- $D = D_o \cdot p \cdot e^{(-6 \cdot S \cdot p - 6 \cdot S^{14} \cdot p)}$

avec  $D_o$ , le coefficient de diffusion du radon dans l'air ( $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ) et  $p$ , la porosité. Cette expression est issue d'une analyse statistique réalisée à partir de 1073 coefficients de diffusion mesurés sur des échantillons de sols. La porosité apparaissant devant le terme exponentiel est une valeur approchée de la tortuosité (Rog91b).



- $k_d = k_{do} \cdot e^{-b \cdot S}$

avec  $k_{do}$ , le coefficient d'adsorption du radon dans le sol sec ( $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ) et  $b$ , une constante dépendant du milieu (-).

### 3.3.4 Les conditions aux limites du transport

La concentration de radon dans l'atmosphère est très faible par rapport aux concentrations de radon atteintes dans la phase gazeuse du sol. Par continuité, elle impose la valeur de la concentration de radon à la surface du sol. Cette dernière est supposée nulle.

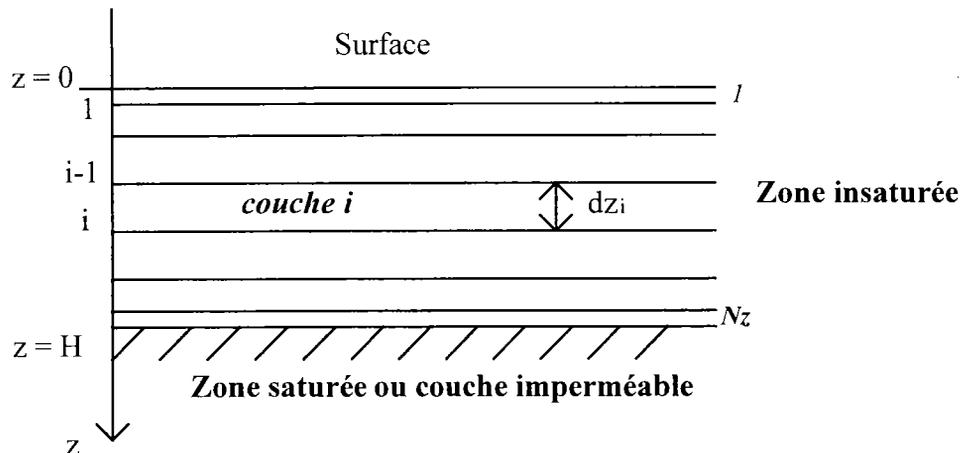
A la limite inférieure du domaine, l'utilisateur peut imposer, au choix, un flux de radon nul ou une concentration de radon constante. Toutes ces conditions limites sont stationnaires.

## 4. LE CODE DE CALCUL *TRACI* – TRANSPORT DE RADON DANS LA COUCHE INSATUREE

### 4.1. Description générale

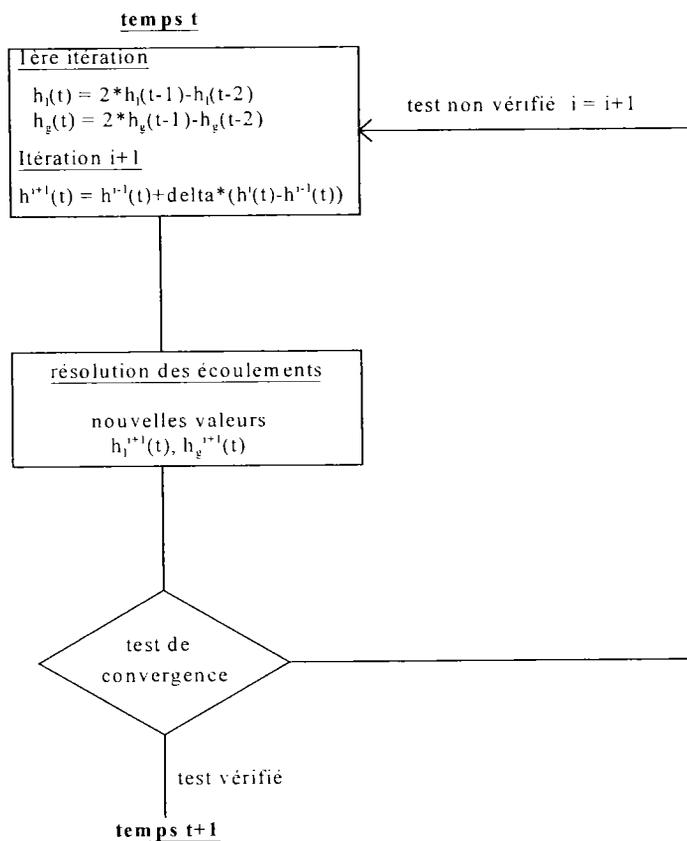
#### 4.1.1 La méthode de résolution

La résolution des équations 2 – 7a, 2 – 7c et 2 – 9b repose sur la méthode numérique des différences finies. Le domaine étudié peut être constitué de matériaux de différentes caractéristiques. Il est discrétisé en couches horizontales, dont l'épaisseur peut varier selon les choix de l'utilisateur, en diminuant de façon géométrique à proximité des discontinuités (Fig. 2 – 15). La discrétisation des équations est décrite en annexe 1.



**Figure 2 – 15 : Discrétisation du domaine**

Les termes non linéaires des équations 2 – 7a et 2 – 7c sont estimés à l'instant  $t$  par l'interpolation linéaire des résultats obtenus aux instants  $t-1$  et  $t-2$ . Le calcul est réitéré avec les nouvelles valeurs de charges obtenues jusqu'à ce que les résultats convergent. Ce processus itératif est connu sous le nom de boucle de Picard (Fig. 2 – 16).



**Figure 2 – 16 : Boucle de Picard**

Le code de calcul *TRACI* est écrit en Fortran. L'organisation générale du programme est présentée dans l'annexe 1.

#### 4.1.2 Les paramètres d'entrée et de sortie

Les conditions limites à la surface du sol sont données par un fichier météorologique regroupant l'enregistrement des précipitations, de l'évaporation et de la pression atmosphérique sur la période de temps étudiée. Il est de plus nécessaire de fixer la hauteur maximale de la zone sur laquelle on souhaite calculer le transport du radon : celle-ci peut être imposée par l'existence d'une couche imperméable ou d'une nappe, ou correspondre à la hauteur maximale de sol qui peut influencer les flux de radon à la surface, fixée a priori.

Outre les conditions limites, il est nécessaire de déterminer les caractéristiques physiques des matériaux de la zone étudiée avant de réaliser les simulations (Tab. 2 – 7).

**Table 2 – 7 : Paramètres d'entrée de TRACI pour un matériau k**

<i>Notation abrégée</i>	<i>Définition</i>	<i>Unité</i>
$p$	Porosité	-
$\rho_{sec}$	Masse volumique à sec	$kg.m^{-3}$
$\theta_r$	Teneur en eau résiduelle	-
$K_{sat}$	Conductivité hydraulique	$m.s^{-1}$
$\alpha$	1 <sup>er</sup> paramètre de calage des courbes de van Genuchten	$m^{-1}$
$\beta$	2 <sup>nd</sup> paramètre de calage des courbes de van Genuchten	-
$E_o$	Facteur d'émanation à sec	-
$E_{S^*}$	Facteur d'émanation à saturation	-
$S^*$	Saturation minimale du plateau d'émanation	-
$k_{do}$	Coefficient de distribution à sec du radon	$m^3.kg^{-1}$
$b$	Facteur de corrélation	-
$H_k$	Epaisseur de la couche de matériau k	$m$
$C_{Ra}^1$	Teneur en radium du matériau de la couche de surface	$Bq.kg^{-1}$
$C_{Ra}^2$	Teneur en radium du matériau pour $k \geq 2$	$Bq.kg^{-1}$
$H$	Hauteur de la colonne de sol étudiée (profondeur de la nappe ou autres)	$m$

#### 4.1.3 Les tests de vérification

La vérification des procédures de calcul des écoulements et de transport du radon est effectuée à partir de différents cas tests trouvés dans la littérature. La description et les résultats de toutes ces études de cas sont décrits en annexe 1. Seules les conclusions générales sont rapportées ici.

Les résultats de la procédure de calcul des écoulements sont confrontés à ceux issus du modèle de Salvucci et Entekhabi (Sav95), dans l'étude de la réponse de différents types de sol à une sollicitation identique. Les résultats de TRACI sont aussi comparés à ceux obtenus par Curtis et Watson dans l'étude d'un sol soumis à différentes conditions limites (Cur80). Au regard des incertitudes existant sur les caractéristiques des sols étudiés, les résultats du modèle d'écoulement sont cohérents avec ceux publiés par les auteurs.

La vérification de la procédure de calcul du transport de radon est faite de façon indépendante de la procédure de calcul des écoulements. Les différents cas tests trouvés dans la littérature correspondent généralement à un transport de radon par diffusion stationnaire et s'appliquent à l'étude de l'efficacité d'une couverture mono-couche (Str82) ou multi-couches (Har86). Les résultats donnés par le modèle de transport, limité alors à une diffusion stationnaire à travers des matériaux de différentes caractéristiques, révèlent un bon accord avec les résultats numériques rapportés par les auteurs.

Enfin, le code *TRACI* est utilisé pour simuler les effets de la pression atmosphérique sur la concentration de gaz radon dans le sol à 50 cm. La confrontation de ses résultats aux observations réalisées sur le volcan Taal (Philippines), révèle une bonne compréhension des mécanismes physiques mis en jeu dans ce cas.

## 4.2. Conclusion

Les paragraphes précédents nous ont permis de décrire le modèle de transport du radon dans la zone insaturée des sols, développé pour prédire les flux de radon à la surface d'un sol exposé aux conditions météorologiques. Sa réalisation numérique est le code de calcul *TRACI*. Celui-ci est en partie qualifié sur la base de différents travaux publiés.

Cependant, il n'existe pas dans la littérature, d'études expérimentales complètes, associant les conditions météorologiques et les observations de radon dans le sol, assez bien décrites pour permettre la validation à la fois des modèles d'écoulement et de transport. C'est pourquoi il est nécessaire de mettre en œuvre une étude expérimentale, propre à la validation de *TRACI* et à son domaine d'application finale, les stockages de résidus miniers. La description de cette étude expérimentale est l'objet du prochain chapitre.

## Chapitre III

### – Etude expérimentale de la migration du radon dans un résidu minier et un matériau de couverture –

---

Le code de calcul *TRACI* permet, à partir de la connaissance des conditions météorologiques et de certaines caractéristiques physiques du matériau, de prédire les concentrations de radon dans la phase gazeuse du sol et les flux de radon à sa surface, en fonction du temps. Sa première validation peut être réalisée grâce à l'expérimentation mise en place sur le site de stockage de résidus miniers de Bessines-sur-Gartempe.

---

Ce chapitre est consacré à la description de l'instrumentation réalisée à Bessines-sur-Gartempe (Haute-Vienne), dans le cadre d'un Programme d'Intérêt Commun entre l'*IPSN* et la *COGEMA*, dont l'un des objets est la validation du code de calcul *TRACI*.

Les principes généraux de l'instrumentation sont d'abord évoqués. Le concept de *site expérimental*, avec les moyens de mesure qui lui sont associés, est ainsi défini.

Les différents sites expérimentaux mis en place à Bessines-sur-Gartempe sont ensuite décrits.

<b>1. LES PRINCIPES GENERAUX DE L'INSTRUMENTATION .....</b>	<b>71</b>
1.1. DESCRIPTION D'UN SITE EXPÉRIMENTAL .....	71
1.1.1 L'acquisition des variables d'entrée .....	71
1.1.2 L'acquisition des variables de sortie .....	71
1.2. LES MÉTHODES DE MESURE .....	72
1.2.1 Le suivi des écoulements dans le sol .....	72
1.2.2 Le suivi du radon dans le sol et à sa surface .....	73
<b>2. L'EXERCICE DE VALIDATION.....</b>	<b>75</b>
2.1. DESCRIPTION DU SITE INDUSTRIEL DE BESSINES (COGEMA) .....	75
2.1.1 Historique.....	75
2.1.2 La situation actuelle.....	76
2.2. LE RÉSIDU MINIER .....	76
2.2.1 Description des dispositifs expérimentaux .....	77
2.2.2 Le résidu.....	78
2.3. LA COUVERTURE DE LAUGRASSE.....	80
2.3.1 Description de l'instrumentation .....	80
2.3.2 Caractérisation de la couverture « in situ » .....	81
2.3.3 Caractérisation en laboratoire du matériau de couverture .....	84
2.4. BILAN DE L'INSTRUMENTATION .....	85

## 1. LES PRINCIPES GENERAUX DE L'INSTRUMENTATION

Les données nécessaires à la validation de *TRACI* et les moyens de mesures choisis pour les acquérir, sont décrits ici.

### 1.1. Description d'un site expérimental

Un *site expérimental* est constitué d'un ensemble de capteurs, regroupés sur une surface de quelques  $m^2$ , fournissant toutes les données nécessaires à la validation du code.

#### 1.1.1 L'acquisition des variables d'entrée

Les variables d'entrée du code de calcul *TRACI* ont été décrites dans le *chapitre II* (§ 4.1.3). Il est cependant utile de les rappeler.

Les conditions limites à la surface de la zone étudiée sont données par les conditions météorologiques locales. Une station météorologique située sur ou à proximité du site expérimental doit ainsi fournir les mesures des précipitations, de l'ensoleillement, de la pression atmosphérique, de l'humidité de l'air, des vitesses et direction du vent en fonction du temps,  $t$ . La limite inférieure de la zone étudiée est, quant à elle, fixée par la profondeur de la nappe ou l'existence d'une couche imperméable dont la position est connue.

De plus, d'après la table 2 – 5, le comportement hydrique ( $K_{sat}$ ,  $p$ ,  $\theta_r$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ ) et le terme source ( $C_{Ra}$ ,  $E_o$ ,  $E_{S^*}$ ,  $S^*$ ) doivent être déterminés pour chaque matériau de la zone considérée.

#### 1.1.2 L'acquisition des variables de sortie

Les résultats de sortie de *TRACI* sont, en fonction du temps et de la profondeur,

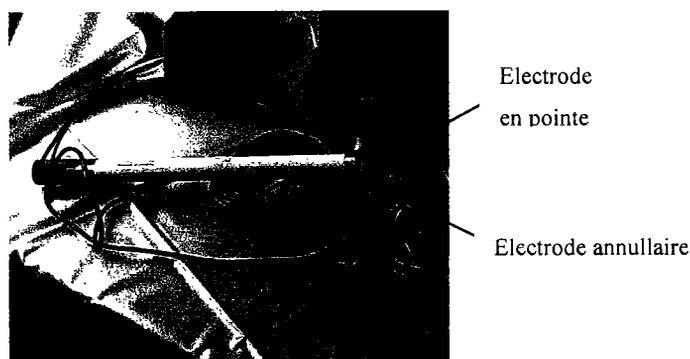
- les vitesses de l'air et de l'eau dans les pores ;
  - les pressions de l'air et de l'eau dans les pores ;
  - la teneur en eau du matériau ;
  - la concentration de radon dans la phase gazeuse du sol ;
- et les flux de radon à la surface du sol.

Pour la validation, ces variables doivent être mesurées en continu sur chaque site expérimental.

## 1.2. Les méthodes de mesure

### 1.2.1 Le suivi des écoulements dans le sol

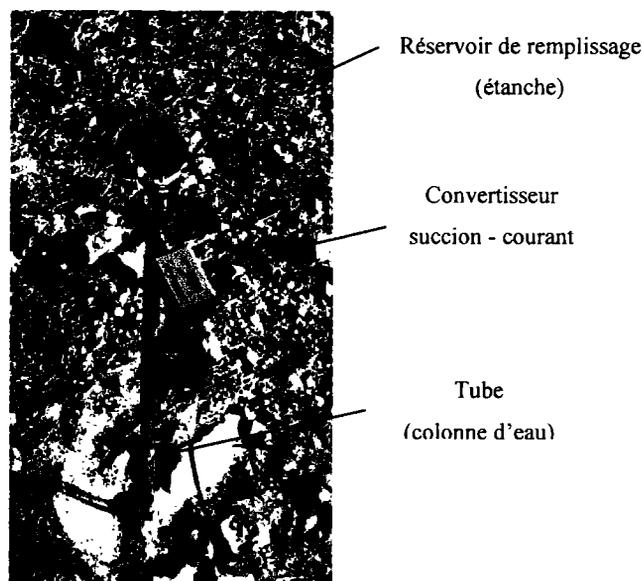
Le suivi des écoulements est réalisé grâce à la mesure des teneurs en eau et des pressions capillaires dans le sol. Il existe différentes méthodes non destructives permettant d'accéder à la teneur en eau (volumique) d'un matériau. Cependant, toutes ces méthodes sont indirectes : il peut s'agir soit d'une mesure de débit de neutrons, grâce à une sonde à neutrons, soit de mesures électriques grâce à une sonde *TDR* ou capacitive. Le premier système de mesure pose des problèmes de radioprotection. Quant au second, la sonde *TDR* (*Time Domain Reflectometry*), il nécessite un système de traitement du signal très coûteux. Le choix s'est donc porté sur la méthode capacitive pour déterminer la teneur en eau du sol. Celle-ci consiste à introduire dans le sol deux électrodes formant avec ce dernier un condensateur dont la capacité est liée à la permittivité relative du milieu. Dans la gamme de fréquence utilisée (1 à 100 MHz), cette dernière est à peu près égale à 80 pour l'eau, alors qu'elle est égale à 1 pour l'air et comprise entre 2 et 7 pour les phases minérales. Ainsi, la capacité électrique du condensateur varie fortement en fonction de la teneur en eau du matériau. Un étalonnage de la sonde en laboratoire permet de trouver la relation linéaire entre la permittivité mesurée et la teneur en eau du sol (Gau93). La sonde *HMS 9000* (SDEC - France) utilisée repose sur ce principe (Fig. 3 - 1). Le fabricant annonce une précision typique après étalonnage de la sonde de l'ordre de  $\pm 0,02$  ( $m^3.m^{-3}$ ) sur la teneur en eau. Notons que ce type de sonde fournit également une mesure de la température du sol.



**Figure 3 – 1** : Sonde *HMS 9000* (diamètre = 22 mm ; longueur = 325 mm)

La pression capillaire est mesurée à l'aide d'un tensiomètre différentiel (*Jetfill*, Soilmoisture Corp. - USA). Il est constitué d'une bougie poreuse en céramique, enfoncée dans le sol, d'une canne initialement remplie d'eau et d'un manomètre relié à un transducteur tension-courant (Fig. 3 - 2). Une fois le tensiomètre mis en place, l'eau dans la bougie poreuse se met en équilibre avec l'eau du sol, à la même pression. Le manomètre, situé en haut de colonne, permet de mesurer celle-ci. La gamme de mesures de ce type de tensiomètre

s'étend entre 0 et 1 bar. En effet, lorsque la succion de l'eau dans le sol est trop forte, la bougie poreuse ne peut retenir l'eau contenue dans le tensiomètre qui se vide (phénomène de décrochage). La fabricant annonce pour ce type de capteur une erreur de mesure relative inférieure à 1%.



**Figure 3 – 2 : Tensiomètre *Soilmoisture* (diamètre = 22 mm)**

Les sondes précédentes fonctionnent sous une alimentation de 12 V.

### **1.2.2 Le suivi du radon dans le sol et à sa surface**

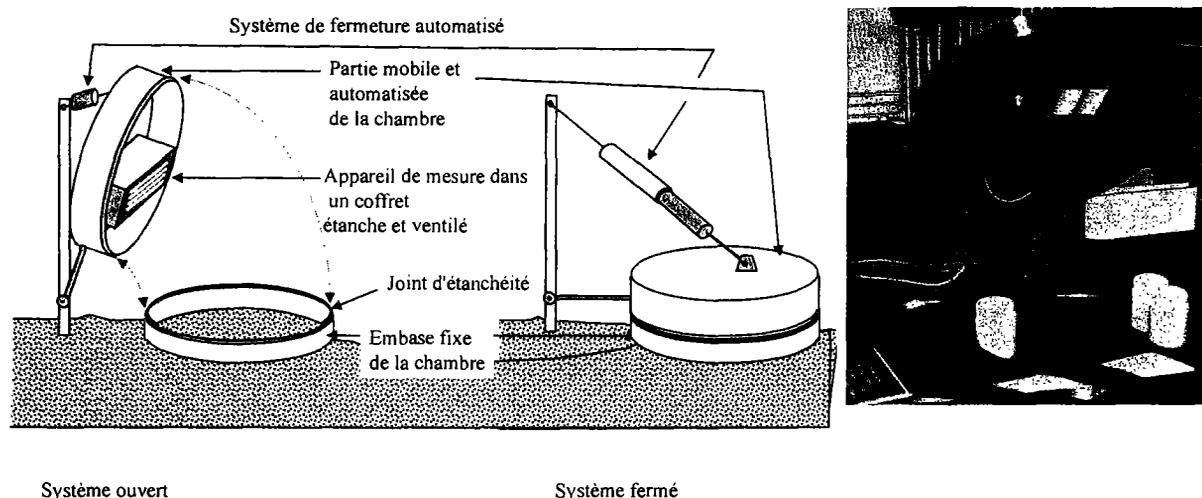
La concentration de radon présent dans la phase gazeuse du sol est mesurée grâce à un détecteur à silicium, placé dans une enceinte fermée (*tête Barasol*, Algade - France). La fenêtre d'énergie utilisée permet de discriminer le radon de ses descendants tandis qu'un volume mort situé entre l'entrée de la sonde et la surface du détecteur, permet de s'affranchir du radon 220 (Fig. 3 – 3). La sonde est alimentée par un boîtier de piles. Elle est ainsi isolée des problèmes apparaissant sur le secteur (surtensions, coupures). L'erreur sur la mesure est la somme de l'erreur sur le taux de comptage  $N (\pm 2\sqrt{N})$  et de l'erreur sur le coefficient d'étalonnage. Lorsque que le taux de comptage est élevé – ce qui est le cas dans notre étude – l'incertitude relative sur l'activité de radon mesurée, exprimée en  $Bq.m^{-3}$ , est de 10 %.

Une mesure en continu du flux de radon à la surface du sol, basée sur la méthode de mesure par accumulation (Hut98), a été développée pour répondre aux besoins de la validation. Son principe est illustré sur la figure 3 – 4 : une enceinte d'accumulation, de forme cylindrique, est posée face ouverte sur le sol par un bras relié à un vérin électrique. Le joint à l'embase du système garantit son étanchéité. Pendant le temps de pose d'une heure (modifiable), la chambre d'ionisation (*Alphaguard*, Genitron - Allemagne) placée dans

l'enceinte d'accumulation mesure toutes les dix minutes la concentration de radon dans celle-ci. Le temps de pose étant très petit par rapport à la période radioactive du radon, la courbe des concentrations mesurées en fonction du temps est linéaire et sa pente permet de calculer le flux de radon à la surface du sol pendant la période de pose. L'enceinte est ensuite relevée pendant deux heures pour laisser le système de mesure et la surface du sol à l'air libre. Dans une telle géométrie, la limite de détection de la mesure est inférieure à  $10 \text{ mBq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  tandis que l'erreur relative est comprise entre 20 % et 40 % pour la gamme des flux mesurés ici (Dem97).



**Figure 3 – 3 : Tête *BARASOL* et alimentation associée, modèle PIC-MINE**



**Figure 3 – 4 : Principe du Robot-flux et photo en position ouverte**

## 2. L'EXERCICE DE VALIDATION

Différents sites expérimentaux sont implantés en collaboration avec la *COGEMA* sur le site industriel de Bessines-sur-Gartempe, commune de Haute-Vienne, située à 40 km au nord de Limoges.

### 2.1. Description du site industriel de Bessines (*COGEMA*)

#### 2.1.1 Historique

Les premiers travaux réalisés par le Commissariat à l'Energie Atomique dans la région remontent à 1949 avec la découverte de l'affleurement du gisement de la Crouzille qui conduit à la création de la première mine d'uranium française, la mine d'Henriette, située sur la commune de Saint-Sylvestre (Bav98). La prospection de surface se développe autour de cet indice et conduit à la découverte de points minéralisés à proximité du hameau du Brugeaud situé sur la commune de Bessines-sur-Gartempe. L'exploitation par travaux miniers souterrains y débute en 1955. Cette activité cesse en 1967 après extraction de 381 mille tonnes nettes de minerai qui ont produit 400 tonnes d'uranium. En parallèle, un programme d'exploitation en mine à ciel ouvert (M.C.O.) se développe de 1957 à 1972. L'extraction de 14,2 millions de tonnes brutes (soit 1,4 millions de tonnes nettes de minerai) a produit 1915 tonnes d'uranium.

L'usine de traitement du minerai d'uranium est construite sur le site en 1958. Le procédé utilisé consiste en une mise en solution de l'uranium par voie acide. De 1958 à 1978, 5,7 millions de tonnes de résidus de traitement dynamique sont stockés dans le bassin de *Lavaugrasse*. De 1978 à 1987, 5,8 millions de tonnes de résidus de traitement sont stockés

dans la M.C.O. du *Brugeaud*. En 1992, 8,6 millions de tonnes de résidus de lixiviation statique sont répartis sur les bassins de *Lavaugrasse* et du *Brugeaud* (Cog93).

### 2.1.2 La situation actuelle

Le réaménagement du site industriel de Bessines débute en 1994 (Fig. 3 – 5). L'usine de traitement est aujourd'hui démantelée, les travaux miniers souterrains débouchant à la surface mis en sécurité selon le code en vigueur et le remodelage du site touche à sa fin : le bassin de stockage de *Lavaugrasse* est désormais recouvert par une couche de matériau compacté provenant des verses à stériles. Des pistes drainantes ont été réalisées afin de collecter les eaux provenant du bassin. Le réaménagement de la M.C.O. du *Brugeaud* n'est pas encore achevé. La configuration du site industriel de Bessines en 1996 est donné dans l'annexe 2. Les sites expérimentaux destinés à la validation de *TRACI* y sont localisés : deux sites sont situés sur la couverture de *Lavaugrasse* tandis que trois autres sont constitués de dispositifs construits à l'emplacement de l'ancienne usine de traitement.



**Figure 3 – 5 : Photo aérienne du site industriel de Bessines en 1993**

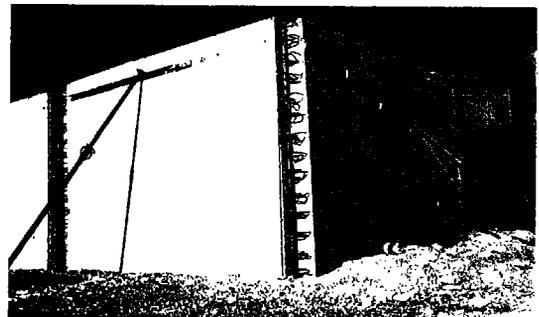
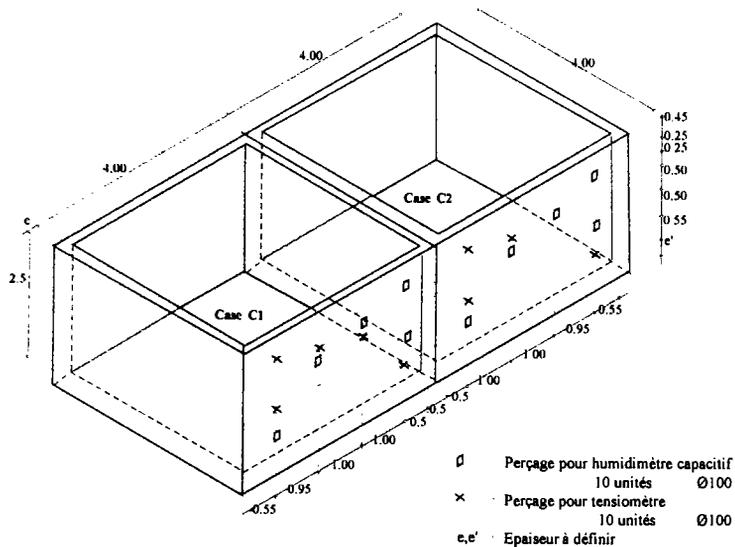
## 2.2. Le résidu minier

En 1997, la plupart des sites miniers fermés sont déjà réaménagés. Le résidu est alors inaccessible suite à la mise en place d'une couverture sur les stockages. Sur les sites miniers encore en activité (Jouac), la circulation de nombreux engins de chantier peut nuire à l'instrumentation (détérioration du matériel, danger lors de la mise en œuvre). C'est pourquoi plusieurs dispositifs expérimentaux, destinés en particulier à l'étude d'un résidu, ont été construits sur le site industriel de Bessines.

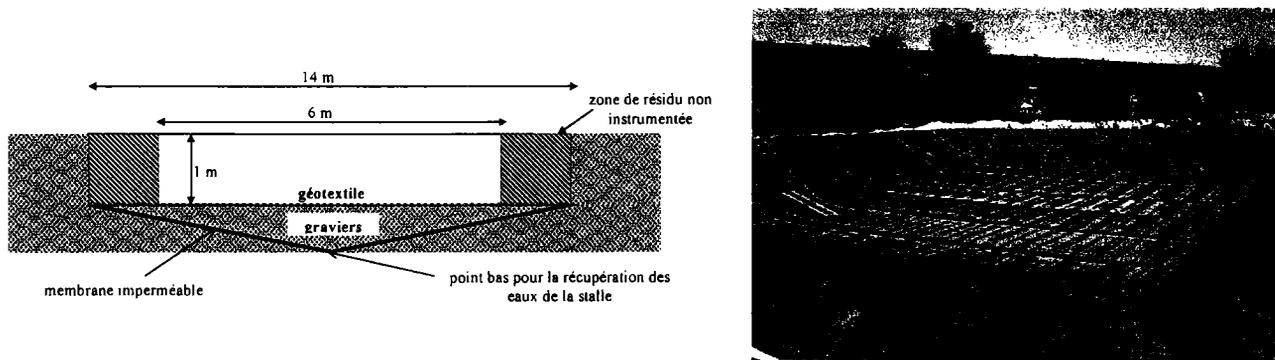
### 2.2.1 Description des dispositifs expérimentaux

Les dispositifs sont :

- deux lysimètres, nommés *case 1* et *case 2*, remplis respectivement avec un et deux mètres de résidu. Leur géométrie et l'emplacement des capteurs sont donnés sur la figure 3 – 6. Remarquons que les sondes capacitives et les tensiomètres sont implantés horizontalement dans le matériau (à travers les parois du lysimètre) tandis que les têtes *Barasol* le sont verticalement. Un système drainant constitué de 5 tubes filetés, recouverts d'une membrane empêchant le passage des « fines », permet d'accélérer le séchage du résidu de novembre 1997 à mai 1998. Des chambres caoutchouc remplies d'eau sous pression sont ensuite mises en place dans les tubes afin de fermer les drains ;
- une planche d'essai ou *stalle*, dont la géométrie est représentée sur la figure 3 – 7. Elle est remplie avec un mètre de résidu. Toutes les sondes y sont implantées verticalement.



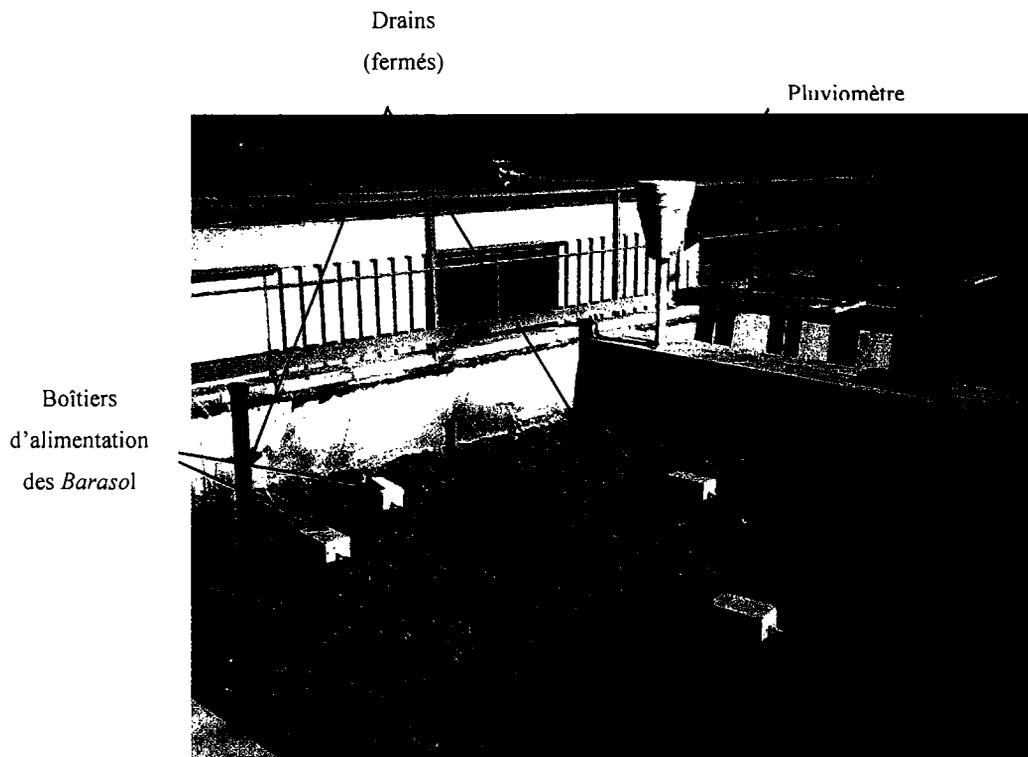
**Figure 3 – 6 : Schéma de principe des cases et réalisation (septembre 1997)**



**Figure 3 – 7 : Schéma de principe de la stalle et réalisation (septembre 1997)**

### 2.2.2 Le résidu

Le résidu étudié provient de l'usine de traitement de Jouac, la seule usine située à proximité de Bessines encore en activité. Il est prélevé en sortie directe de l'usine et transporté jusqu'au site par camions-citerne. Le remplissage des dispositifs expérimentaux est réalisé par pompage direct des cuves. Le résidu se présente ainsi sous la forme d'une boue lorsqu'il est mis en place en novembre 1997 dans les *cases* et la *stalle*. L'instrumentation n'est achevée qu'en août 1998, après un essorage suffisant du matériau, garantissant sa tenue mécanique (Fig. 3 –8).



**Figure 3 – 8 : Case 2 et système de drains – après séchage (mai 1998)**

Suite au séchage, un tassement de l'ordre de 35 cm sur la *case 2* et compris entre 20 et 25 cm sur la *case 1* et la *stalle* sont observés. Nous considérons que celui-ci s'est arrêté après les premiers mois d'essorage et que la hauteur de résidu est ensuite invariante. La table 3 – 1 récapitule les mesures réalisées sur chaque site expérimental destiné à l'étude du résidu.

Plusieurs échantillons de résidu sont prélevés en avril 1998 sur les dispositifs afin de déterminer la granulométrie et la teneur en radium du matériau. Ces prélèvements sont effectués sur la *case 2* et la *stalle*, afin de vérifier l'homogénéité du remplissage. Les résultats des analyses réalisées étant peu dispersés, seules les valeurs moyennes sont rapportées dans la table 3 – 2.

**Table 3 – 1 : Mesures réalisées en continu dans le résidu**

<i>Site expérimental</i>	<b>Hauteur totale de résidu</b>	<b>Mesures</b>	<b>Date de mise en place</b>
<i>Case 1</i>	80 cm <i>après essorage</i>	• Teneurs en eau et températures à 5 cm et 55 cm de profondeur	Décembre 97
		• Pressions capillaires à 5 cm et 55 cm de profondeur	Décembre 97
		• Concentrations de radon dans la phase gazeuse à 25 cm de profondeur	Juin 98
		• Flux de radon à la surface	Août 98
<i>Case 2</i>	165 cm <i>après essorage</i>	• Teneurs en eau et températures à 15 cm, 40 cm, 90 cm et 140 cm de profondeur	Décembre 97
		• Pressions capillaires à 15 cm, 40 cm, 90 cm et 140 cm de profondeur	Décembre 97
		• Concentrations de radon dans la phase gazeuse à 25 cm, 50 cm, 100 cm et 150 cm de profondeur	Juin 98
		• Flux de radon à la surface	Août 98
<i>Stalle</i>	75 cm <i>après essorage</i>	• Teneurs en eau et températures à 25 cm et 50 cm de profondeur	Décembre 97
		• Pressions capillaires à 25 cm et 50 cm de profondeur	Décembre 97
		• Concentrations de radon dans la phase gazeuse à 25 cm et 50 cm de profondeur	Juin 98
		• Flux de radon à la surface	Août 98

Table 3 – 2 : Teneur en radium et distribution de la taille des particules dans le résidu (Bas99)

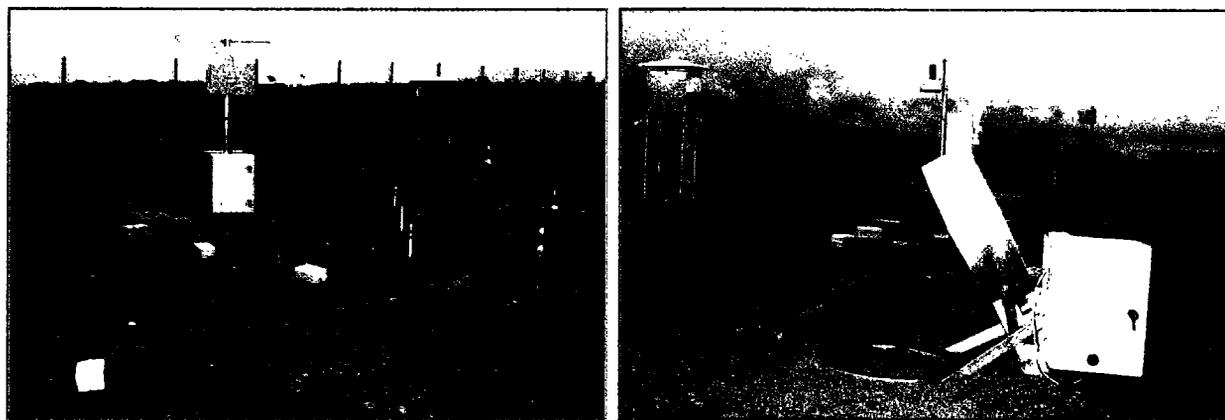
	Teneur moyenne en radium 226 $Bq.kg^{-1}$	% en volume	* $\varnothing$ moyen des particules < $\mu m$
Résidu	$60. 10^3 (\pm 3. 10^3)$	90	392,2
		75	161,8
		50	44,0
		25	8,6
		10	3,0

\*Analyses réalisées avec un granulomètre laser, les particules sont supposées sphériques et caractérisées par leur diamètre ( $\varnothing$ )

### 2.3. La couverture de *Lavaugrasse*

#### 2.3.1 Description de l'instrumentation

L'instrumentation des deux sites expérimentaux situés sur la couverture du stockage de *Lavaugrasse* – le premier au centre et le second en bordure – s'achève en janvier 1998 (Fig. 3 – 9). D'après la coupe fournie par la *COGEMA*, l'épaisseur de la couverture y est à peu près de 5 m. Elle est formée de stériles de granulométrie très étendue, compactés. Les cailloux (particules supérieures à 2 mm) et les blocs de plus d'un mètre y sont très nombreux et occupent plus de 50 % du volume du matériau.



site 1

site 2

Figure 3 – 9 : Les sites expérimentaux sur la couverture de *Lavaugrasse*

Les pré-trous des sondes capacitatives et des tensiomètres sont effectués à l'aide d'un marteau perforateur. Quelques  $cm^3$  de fines sont mis en fond de trou afin de protéger la pointe de la sonde capacitative et la bougie poreuse du tensiomètre lors de leur mise en place. Les sondes de mesures du radon ayant un diamètre plus important, les pré-trous sont creusés à la

barre à mine. Il est probable que cette technique d'implantation ait déstructuré le matériau dont la cohésion est assurée par le compactage initial.

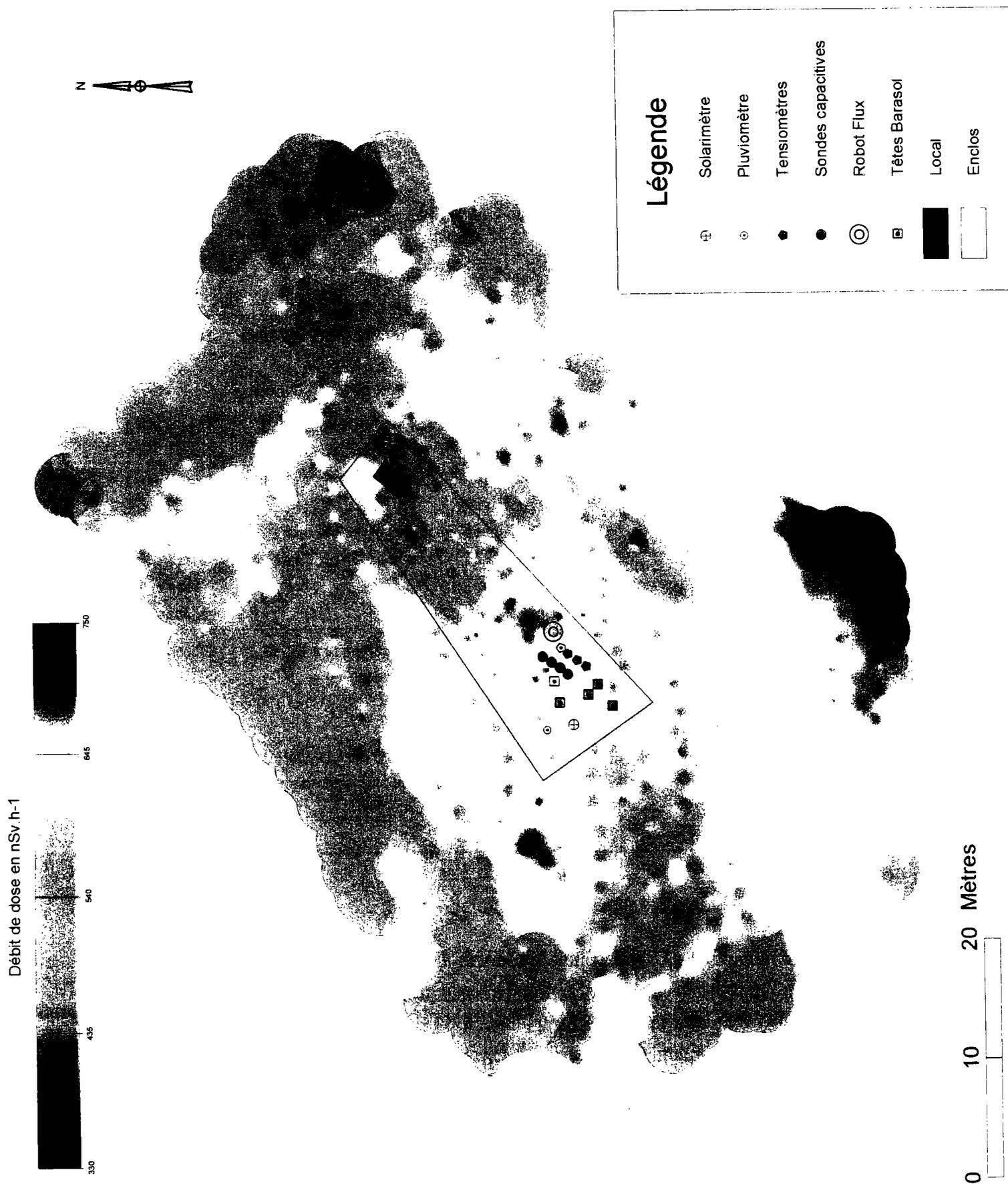
La station météorologique est implantée sur le *site 1*. Ses données sont utilisées comme données d'entrée du code de calcul (Tab. 3 – 3).

**Table 3 – 3 : Mesures réalisées en continu dans la couverture de *Lavaugrasse***

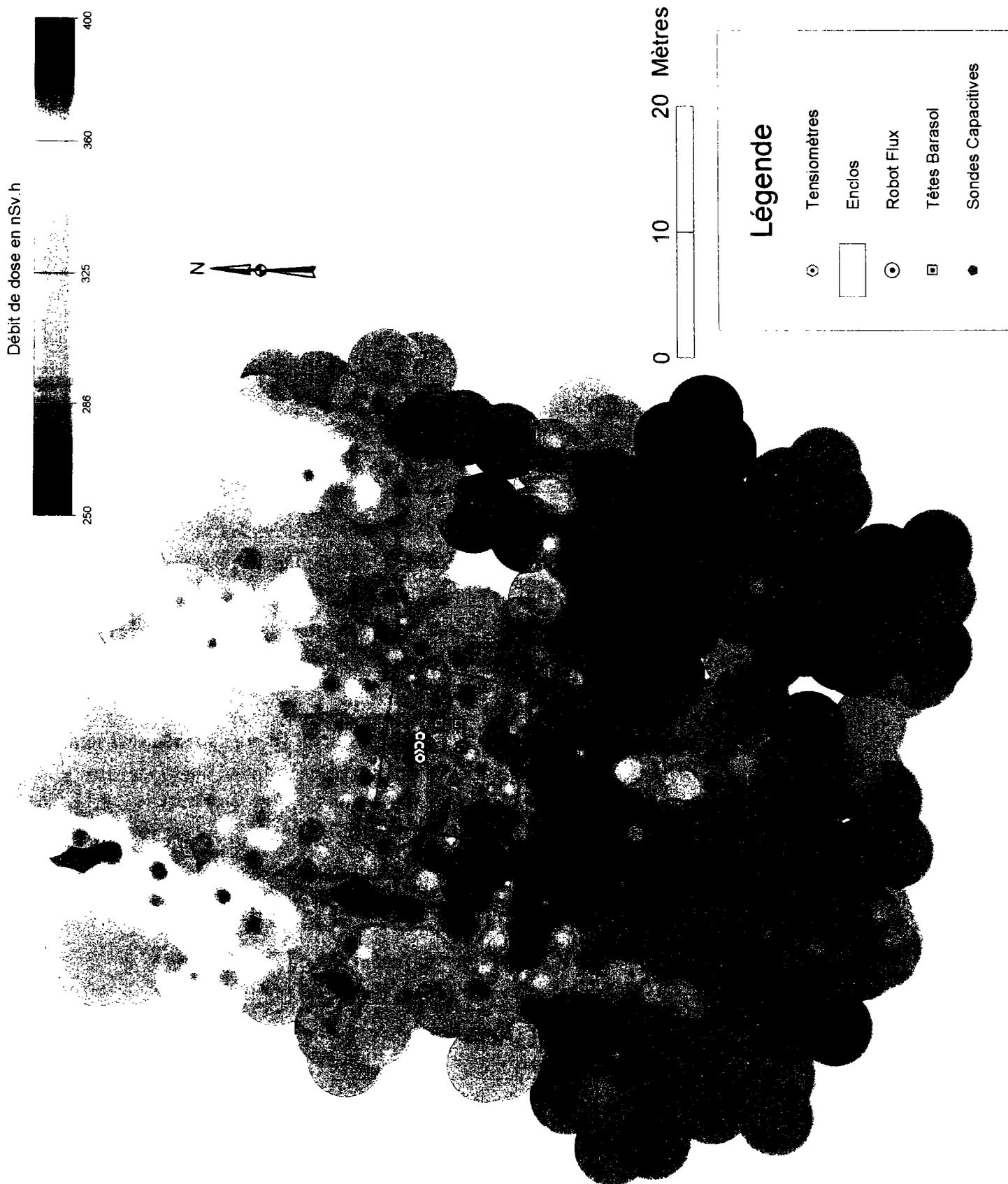
<i>Site expérimental</i>	Hauteur totale de couverture	Mesures	Date de mise en place
<i>Site 1</i>	≈ 5 m	• Précipitations, ensoleillement, humidité de l'air, température de l'air, pression atmosphérique, vitesse et direction du vent	Septembre 1997
		• Teneurs en eau et températures à 15, 50, 100 et 130 cm de profondeur	Septembre 1997
		• Pressions capillaires à 15, 50, 100 et 130 cm de profondeur	Septembre 1997
		• Concentrations de radon dans la phase gazeuse à 25, 50 et 100 cm de profondeur	Septembre 1997
		• Flux de radon à la surface	Janvier 1998
		• Niveau piézométrique	Juin 1999
<i>Site 2</i>	≈ 5 m	• Teneurs en eau et températures à 15, 50, 100 et 130 cm de profondeur	Décembre 1997
		• Pressions capillaires à 15, 50, 100 et 130 cm de profondeur	Décembre 1997
		• Concentrations de radon dans la phase gazeuse à 25, 50 et 100 cm de profondeur	Décembre 1997
		• Flux de radon à la surface	Janvier 1998
		• Niveau piézométrique	Juin 1999

### 2.3.2 Caractérisation de la couverture « *in situ* »

Le système *SOCRATE* (Système d'Observation et de Cartographie de la Radioactivité, Autonomie et Transportable pour l'Environnement), dont une description est donnée en annexe 2, permet d'étudier la variabilité spatiale de la source grâce à une mesure mobile du débit de dose (rayonnement gamma) sur le terrain. Le débit de dose varie sur la surface parcourue autour du *site 1* entre 330 et 750 nSv.h<sup>-1</sup>. Il est en moyenne beaucoup plus faible à proximité du *site 2* autour duquel il varie entre 250 et 390 nSv.h<sup>-1</sup> (Fig. 3 – 10 et 3 – 11). Les mesures de gamma réalisées sur le terrain révèlent ainsi une forte hétérogénéité de la source sur le stockage de *Lavaugrasse*.



**Figure 3 – 10 : Carte des débits de dose gamma réalisée avec *SOCRATE* autour du site 1 (par P. Richon)**



**Figure 3 – 11** : Carte des débits de dose gamma réalisée avec *SOCRATE* autour du *site 2*  
(par P. Richon)

### 2.3.3 Caractérisation en laboratoire du matériau de couverture

La teneur en radium moyenne du matériau de couverture est déterminée par spectrométrie gamma sur une dizaine d'échantillons prélevés entre 5 et 10 cm de profondeur autour de chaque site (Fig. 3 – 12). La table 3 – 4 confirme la dispersion des résultats obtenus par *SOCRATE* sur le terrain. L'incertitude relative sur la mesure obtenue par spectrométrie gamma est proche de 10 %.

**Table 3 – 4 : Teneurs moyennes en radium du matériau de couverture, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses**

Matériau de couverture	Teneur en radium 226 <i>Bq.kg<sup>-1</sup></i>
<i>Site 1</i>	1750 (± 894)
<i>Site 2</i>	275 (± 160)

Les mesures de teneurs en radium sont complétées par des mesures du facteur d'émanation. Ces dernières sont réalisées par la méthode d'accumulation sur le matériau à sec (Gre85). Ce type de mesure est entachée d'une incertitude relative de 20 %. La moyenne des facteurs d'émanation mesurés sur les échantillons provenant du *site 1* est de 0,23. Elle est de 0,30 pour les échantillons provenant du *site 2*. Ces valeurs sont proches de celle mesurée en moyenne par Greeman (Gre96) sur des sols (0,2).

Il existe dans le matériau de couverture des particules de diamètre supérieur à 2 mm. Les analyses granulométriques sont alors réalisées en deux étapes. La première consiste à séparer par tamisage les fractions granulométriques supérieures à 500  $\mu\text{m}$  (Tab 3 – 5), la seconde à effectuer une analyse au granulomètre laser de la fraction inférieure à 500  $\mu\text{m}$  (Tab. 3 – 6). Ces analyses sont réalisées sur trois échantillons provenant de chaque site expérimental seulement car elles ne révèlent pas de différences notables entre eux.

**Table 3 – 5 : Fractions granulométriques moyennes obtenues par tamisage, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses (Bas98 et Bas 99)**

Matériau de couverture	Fractions granulométriques	% massique
<i>Site 1</i>	$\varnothing > 2000 \mu\text{m}$	71 (± 6)
	$1000 \mu\text{m} < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$	9 (± 2)
	$500 \mu\text{m} < \varnothing < 1000 \mu\text{m}$	8 (± 3)
	$\varnothing < 500 \mu\text{m}$	13 (± 3)
<i>Site 2</i>	$\varnothing > 2000 \mu\text{m}$	49 (± 4)
	$1000 \mu\text{m} < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$	20 (± 3)
	$500 \mu\text{m} < \varnothing < 1000 \mu\text{m}$	14 (± 3)
	$\varnothing < 500 \mu\text{m}$	17 (± 7)

**Table 3 - 6 : Distribution en volume de la taille des particules de la fraction < 500  $\mu\text{m}$ , les écarts-type sont indiqués entre parenthèses (Bas98 et Bas99)**

Matériau de couverture	% en volume	* $\varnothing$ des particules < $\mu\text{m}$
<i>Site 1</i>	90	514 ( $\pm$ 52)
	75	286 ( $\pm$ 45)
	50	95 ( $\pm$ 21)
	25	24 ( $\pm$ 4)
	10	8 ( $\pm$ 1)
<i>Site 2</i>	90	480 ( $\pm$ 124)
	75	294 ( $\pm$ 127)
	50	127 ( $\pm$ 65)
	25	40 ( $\pm$ 16)
	10	13 ( $\pm$ 5)

\*Analyses réalisées avec un granulomètre laser, les particules sont supposées sphériques et caractérisées par leur diamètre ( $\varnothing$ )

## 2.4. Bilan de l'instrumentation

Des mesures destinées à la validation de *TRACI* sont effectuées sur cinq sites expérimentaux mis en place, en collaboration avec la *COGEMA*, sur le site industriel de Bessines-sur-Gartempe. Les deux sites expérimentaux situés sur la couverture de *Lavaugrasse* sont instrumentés depuis janvier 1998, tandis que les trois autres, construits pour l'étude d'un résidu, le sont depuis août 1998. Le suivi est effectué en continu. La période d'acquisition des différentes mesures est de trente minutes, excepté pour le flux de radon mesuré toutes les trois heures. Un système d'interrogation à distance des centrales d'acquisition (*dl2e*, Delta-T Devices – Grande Bretagne) permet de déceler les différentes pannes sur le site. Celles-ci sont souvent liées au secteur électrique : surtension, coupures.

L'étude des effets des conditions météorologiques sur les flux de radon nous intéresse particulièrement. Nous admettons que les événements climatiques survenus au cours d'une année sont représentatifs des différentes conditions météorologiques rencontrées sur un site. Ainsi, l'étude destinée à valider *TRACI* est limitée à une période d'acquisition de 12 mois pour le résidu (à partir d'août 1998) et de 18 mois pour les sites situés sur la couverture de *Lavaugrasse* (à partir de février 1998). Ces choix sont aussi nécessaires pour éviter une présentation trop lourde et répétitive des résultats.

# Chapitre IV

## – La validation *in-situ* –

---

Nous disposons désormais d'un grand nombre de données, provenant des mesures en continu effectuées sur un résidu minier d'une part et sur la couverture d'un stockage d'autre part. Le résidu et le matériau de couverture sont simplement caractérisés en surface par leur granulométrie et leur teneur en radium. A partir de ces informations et des conditions météorologiques, est-il possible de simuler, à une échelle de temps et avec une finesse suffisantes, les concentrations et flux de radon observés ?

---

Le chapitre IV est consacré à la validation du code de calcul *TRACI*, réalisée sur les sites expérimentaux mis en place à Bessines-sur-Gartempe.

La méthode utilisée pour déterminer les données d'entrée pour les simulations est d'abord décrite. Il faut garder à l'esprit qu'elle doit être la plus simple possible et ne pas avoir recours à une caractérisation trop fine et trop détaillée du matériau à la surface duquel on souhaite évaluer l'exhalation. On veille ainsi à décrire les phénomènes observés à une échelle de temps annuelle avec une finesse suffisante, tout en limitant la définition des variables d'entrée.

Une fois les valeurs des paramètres fixées pour chaque site expérimental, les variables de sortie calculées par *TRACI* sont confrontées aux mesures correspondantes. L'analyse est effectuée sur le résidu puis sur le matériau de couverture. Elle consiste, dans chacun des cas, en une étude comparative réalisée d'abord sur un mois de mesures, étendue ensuite à une année de mesures, au moins.

<b>1. LES VALEURS DES PARAMÈTRES D'ENTRÉE .....</b>	<b>89</b>
1.1. LES PARAMÈTRES SENSIBLES.....	89
1.1.1 <i>Cas stationnaire</i> .....	89
1.1.2 <i>Les phénomènes transitoires</i> .....	90
1.2. LES CARACTÉRISTIQUES HYDRIQUES.....	91
1.2.1 <i>Les méthodes de caractérisation</i> .....	91
1.2.2 <i>L'analyse texturale</i> .....	92
1.3. LES DONNÉES D'ENTRÉE DES SIMULATIONS.....	93
1.3.1 <i>Le résidu minier</i> .....	94
1.3.2 <i>Le matériau de couverture de Lavaugrasse</i> .....	95
<b>2. LE RESIDU MINIER .....</b>	<b>98</b>
2.1. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR UN MOIS DE MESURES.....	98
2.1.1 <i>Les écoulements</i> .....	99
2.1.2 <i>Le transport du radon</i> .....	101
2.1.3 <i>Conclusion</i> .....	105
2.2. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR 12 MOIS DE DONNÉES.....	108
2.2.1 <i>Les écoulements</i> .....	109
2.2.2 <i>Le transport du radon</i> .....	112
2.2.3 <i>Conclusion</i> .....	115
<b>3. LE MATERIAU DE COUVERTURE.....</b>	<b>116</b>
3.1. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR UN MOIS DE MESURES.....	116
3.1.1 <i>Les écoulements</i> .....	116
3.1.2 <i>Le transport du radon</i> .....	122
3.1.3 <i>Conclusion</i> .....	125
3.2. LES ÉTUDES COMPARATIVES SUR 18 MOIS DE MESURES.....	126
3.2.1 <i>Les écoulements</i> .....	127
3.2.2 <i>Le transport du radon</i> .....	130
3.2.3 <i>Conclusion</i> .....	135

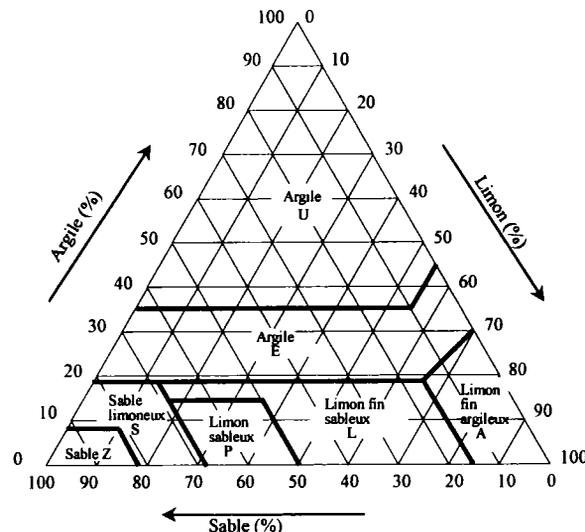
## 1. LES VALEURS DES PARAMETRES D'ENTREE

L'instrumentation réalisée sur le terrain fournit les conditions limites à la surface de la colonne de sol étudiée ainsi que les mesures correspondant aux variables de sortie du code *TRACI*. Seules les caractéristiques des matériaux étudiés manquent désormais pour effectuer les simulations. Auparavant, il est utile de dégager, grâce à une analyse d'incertitude et de sensibilité, les paramètres d'entrée ayant une influence importante sur les variables de sortie du code.

### 1.1. Les paramètres sensibles

#### 1.1.1 Cas stationnaire

Les données d'entrée utilisées pour effectuer l'analyse d'incertitude et de sensibilité sont choisies sur la base des travaux de Vereecken *et al.* (Ver89). De la mesure des caractéristiques hydriques sur 182 échantillons de sol, les auteurs déduisent la variabilité des paramètres de van Genuchten pour les sept classes texturales de la classification Belge – son utilisation présente l'avantage de réduire le nombre de classes étudiées par rapport à la classification *U.S.D.A* (Fig. 4 – 1). Les fonctions de distribution des caractéristiques hydriques ( $K_{sat}$ ,  $p$ ,  $\theta_r$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ ) sur chaque classe, sont extraites de ces données. Les fonctions de distribution associées aux facteurs d'émanation ( $E_o$ ,  $E_{S^*}$  avec  $S^* = 50\%$  dans tous les cas) et au coefficient de distribution du radon ( $k_{do}$ ,  $b$ ) sont construites à partir des valeurs de ces coefficients trouvées dans la littérature. En prenant en compte les lois de probabilité de ces variables, la méthode du LHS (*Latin Hypercubic Sampling*) permet de générer 100 échantillons de sol par texture, représentatifs de la variabilité attendue sur chaque classe.



**Figure 4 – 1 : Triangle des textures selon la classification Belge ( argile < 2  $\mu\text{m}$  ; 2 $\mu\text{m}$  < limon < 50  $\mu\text{m}$  ; 50  $\mu\text{m}$  < sable < 2 mm)**

L'analyse d'incertitude et de sensibilité est réalisée sur les flux de radon à la surface de chaque sol, calculés au bout de trente jours en conditions stationnaires – flux d'eau nul en condition limite supérieure – la colonne de sol étudiée étant d'une hauteur de deux mètres et limitée en profondeur par une nappe. Les tables 4 – 1 et 4 – 2 donnent respectivement la variabilité du flux de radon et le facteur le plus influant sur celui-ci, les paramètres d'entrée étant supposés indépendants entre eux. Il apparaît, dans ce cas précis, que la plus forte variabilité du flux de radon est obtenue sur la classe des sols sableux et que le premier paramètre de van Genuchten,  $\alpha$ , est le plus influant pour la majorité des classes de sol. L'analyse d'incertitude et de sensibilité complète et détaillée est donnée en annexe 3.

**Table 4 – 1 : Flux de radon moyens calculés à la surface pour chaque classe de sol, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses**

<i>*Classe de sol</i>	<b>Flux de radon</b> <i>Bq.m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup></i>
<i>Argile (U)</i>	0,87 (0,34)
<i>Argile (E)</i>	3,10 (1,58)
<i>Limon fin argileux (A)</i>	1,54 (1,17)
<i>Limon fin sableux (L)</i>	1,69 (1,38)
<i>Limon sableux (P)</i>	1,77 (1,34)
<i>Sable limoneux (S)</i>	2,43 (2,33)
<i>Sable (Z)</i>	5,16 (2,23)

\* Selon Vereecken et al (Ver89)

**Table 4 – 2 : Résultats de l'analyse de sensibilité**

<b>Classe de sol</b>	<b>Paramètre le plus influant</b> <b>sur le flux de radon</b>
<i>Argile (U)</i>	$\alpha$
<i>Argile (E)</i>	$\theta_r$
<i>Limon fin argileux (A)</i>	$\alpha$
<i>Limon fin sableux (L)</i>	$\alpha$
<i>Limon sableux (P)</i>	$\alpha$
<i>Sable limoneux (S)</i>	$\alpha$
<i>Sable (Z)</i>	$\alpha$

### 1.1.2 Les phénomènes transitoires

L'étude systématique de l'influence des paramètres d'entrée sur l'évolution transitoire des variables de sortie du code est très lourde et difficile à réaliser car elle exige une grande quantité de mémoires informatiques. Seule une analyse qualitative des phénomènes

transitoires est effectuée ici. Les calculs réalisés sur les trois grandes classes de sol (sable, limon, argile) à partir d'évènements climatiques enregistrés sur le *site 1*, montrent des régimes transitoires différents selon les classes, dus notamment au rôle de la perméabilité sur l'évolution du profil de teneurs en eau dans le sol après une pluie. Seul le cas d'une colonne de sol homogène est traité ici.

- Pour un sol dont la composante principale est le sable, qui se caractérise généralement par une conductivité hydraulique élevée ( $K_{sat}$  supérieure à  $10^{-5} m.s^{-1}$ ) et une capacité capillaire ( $C_l$ ) très faible, la teneur en eau augmente rapidement après une pluie puis revient très vite à son niveau initial. Les concentrations de radon évoluent de la même façon, et les flux dans le sens inverse. De plus, les concentrations de radon calculées dans la phase gazeuse du sol sont influencées par les variations de la pression atmosphérique. La hauteur de sol affectée par les précipitations et la pression atmosphérique est d'autant plus grande que la perméabilité du sol est élevée.
- Dans le cas des sols de type limoneux ou argileux, de conductivité hydraulique plus faible ( $K_{sat}$  inférieure à  $10^{-6} m.s^{-1}$ ), l'évolution des teneurs en eau, des concentrations et des flux après une pluie est beaucoup plus lente. La succession de pluies peut ainsi entraîner une accumulation du radon dans la phase gazeuse du sol, qui se traduit par une augmentation progressive des concentrations. L'effet de la pression atmosphérique sur les concentrations de radon calculées est négligeable.

## 1.2. Les caractéristiques hydriques

Rappelons que les matériaux étudiés, bien que de nature artificielle – le résidu et le matériau de couverture sont issus respectivement d'un traitement du minerai et d'un concassage de la roche encaissante – sont assimilés à des sols. Les méthodes envisageables pour déterminer leurs caractéristiques hydriques sont celles appliquées en science du sol.

### 1.2.1 Les méthodes de caractérisation

Il est possible de déterminer les caractéristiques hydriques d'un sol en laboratoire à partir d'une carotte prélevée en l'état sur le terrain. La méthode mise en œuvre à l'Institut National de Recherches Agronomiques (méthode *WIND*) en est un exemple : elle consiste à mesurer l'évolution du profil des succions dans une carotte de sol cylindrique de 15 cm de diamètre et de 7 cm de hauteur, dont le sommet est sous évaporation. Cette expérience permet de caler les courbes de rétention et de perméabilité à l'eau de van Genuchten et Mualem,  $h(\theta)$  et  $K(h)$ , pour une couche de sol homogène (Ber96). Le matériau de couverture ne présentant aucune cohésion, le prélèvement d'une carotte d'un tel diamètre semble difficile à réaliser. De plus, la présence de nombreux cailloux dans le matériau risque d'empêcher la

mise en place, à des hauteurs fixées, des bougies poreuses prévues pour la mesure des succions.

Sur le terrain, des mesures en continu de la pression capillaire et de la teneur en eau à la même profondeur, permettent de caractériser la couche de sol située à cette profondeur. Cependant, cette mesure doit généralement être effectuée sur une période de temps assez longue pour couvrir un intervalle de teneurs en eau assez grand, qui peut même ne jamais être atteint sur le terrain. Le perméamètre à disques *TRIMS* permet aussi de mesurer sur le terrain la relation  $K(h)$  mais pour des valeurs proches de la saturation (Vau96). Ainsi, les méthodes de caractérisation *in-situ* sont relativement lourdes et parfois insuffisantes pour définir les caractéristiques hydriques du sol étudié. Pour ces différentes raisons, elles présentent peu d'intérêt dans le cas de la démarche prédictive, dans laquelle s'inscrit ce travail.

La détermination des caractéristiques hydriques du matériau doit reposer sur une méthode simple à mettre en œuvre et applicable rapidement à tous les types de sol. De plus, elle doit permettre de prendre en compte l'évolution à long terme des propriétés du matériau résultant des contraintes climatiques (érosion, lessivage, fissuration). L'analyse texturale dont les principes ont déjà été évoqués dans le *chapitre II*, présente ces avantages. Ainsi, l'exercice réalisé ici consiste non seulement à valider le modèle de migration du radon développé, mais aussi à déterminer si l'analyse texturale – bien que non représentative de la structure – est suffisante ou non pour qualifier le comportement du matériau vis à vis des écoulements et du transport de radon.

### ***1.2.2 L'analyse texturale***

Son principe consiste à classer les sols selon leur granulométrie. Nous avons montré dans le *chapitre II* (§ 1.1.4) qu'il existe plusieurs classifications possibles. La classification établie par l'*U.S. Department of Agriculture (U.S.D.A.)* est adoptée pour notre étude (Tab. 2 – 3 et Fig. 2 – 4).

Grâce à un grand nombre de mesures réalisées sur des échantillons de sol, van Genuchten établit, pour chaque classe texturale, les moyennes et écarts-type des paramètres hydriques. Ses résultats sont utilisés ici car ils sont applicables aux formes des courbes de rétention et de perméabilités intégrées dans *TRACI* (Tab. 4 – 3).

Table 4 – 3 : Paramètres de van Genuchten pour chaque classe texturale, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses

Classe de sol	Courbes de rétention						$K_{sat}$		
	$N^*$	$\rho_{sec}$ $g.cm^{-3}$	$\theta_r$ -	$p$ -	$\log(\alpha)$ $\log(cm^{-1})$	$\log(\beta)$	$N^*$	$\rho_{sec}$ $g.cm^{-3}$	$\log(K_{sat})$ $\log(cm.jour^{-1})$
<i>sableux</i>	308	1,53 (0,12)	0,05 (0,03)	0,37 (0,05)	-1,45 (0,25)	0,50 (0,18)	253	1,53 (0,13)	2,81 (0,59)
<i>sablo-limoneux</i>	205	1,52 (0,19)	0,05 (0,04)	0,39 (0,07)	-1,46 (0,47)	0,24 (0,16)	167	1,53 (0,19)	2,02 (0,64)
<i>limoneux</i>	249	1,37 (0,25)	0,06 (0,07)	0,4 (0,10)	-1,95 (0,73)	0,17 (0,13)	113	1,42 (0,22)	1,08 (0,92)
<i>limono-sableux</i>	481	1,46 (0,26)	0,04 (0,05)	0,39 (0,08)	-1,57 (0,56)	0,16 (0,11)	314	1,55 (0,18)	1,58 (0,66)
<i>limoneux fin</i>	332	1,28 (0,27)	0,06 (0,07)	0,44 (0,09)	-2,30 (0,57)	0,22 (0,14)	135	1,42 (0,14)	1,26 (0,74)
<i>Limono-argileux sableux</i>	181	1,57 (0,18)	0,06 (0,08)	0,38 (0,06)	-1,68 (0,71)	0,12 (0,12)	135	1,59 (0,18)	1,12 (0,85)
<i>Limono-argileux fin</i>	89	1,32 (0,18)	0,09 (0,08)	0,48 (0,08)	-2,08 (0,59)	0,18 (0,13)	40	1,36 (0,12)	1,05 (0,76)
<i>Limono-argileux</i>	150	1,42 (0,19)	0,08 (0,07)	0,44 (0,08)	-1,80 (0,69)	0,15 (0,12)	62	1,44 (0,23)	0,91 (1,09)
<i>Limoneux très fin</i>	6	1,33 (0,09)	0,05 (0,04)	0,49 (0,08)	-2,18 (0,30)	0,22 (0,13)	3	1,39 (0,03)	1,64 (0,27)
<i>Argileux</i>	92	1,39 (0,20)	0,1 (0,1)	0,46 (0,08)	-1,82 (0,68)	0,10 (0,07)	60	1,40 (0,23)	1,17 (0,92)
<i>Argilo-sableux</i>	12	1,59 (0,10)	0,12 (0,11)	0,38 (0,05)	-1,48 (0,57)	0,08 (0,06)	10	1,60 (0,08)	1,06 (0,89)
<i>Argilo-limoneux</i>	29	1,36 (0,15)	0,11 (0,12)	0,48 (0,08)	-1,79 (0,64)	0,12 (0,10)	14	1,33 (0,16)	0,98 (0,57)

\*N est le nombre d'échantillons étudiés pour chaque classe texturale

### 1.3. Les données d'entrée des simulations

Nous admettons que la distribution en masse de la taille des particules est identique à la distribution en volume, ce qui implique que les densités des phases minérales présentes dans les matériaux – essentiellement quartz, feldspaths et micas – sont proches. Cette hypothèse permet d'utiliser le résultat des analyses réalisées à l'aide d'un granulomètre laser (voir chapitre III).

### 1.3.1 Le résidu minier

Les fractions granulométriques correspondant à la classification *U.S.D.A.* sont déduites de la table 3 – 2 (Tab. 4 – 4). D’après la figure 2 – 4, le résidu peut être classé comme un limon, proche d’un limon sableux.

**Table 4 – 4 : Fractions granulométriques du résidu**

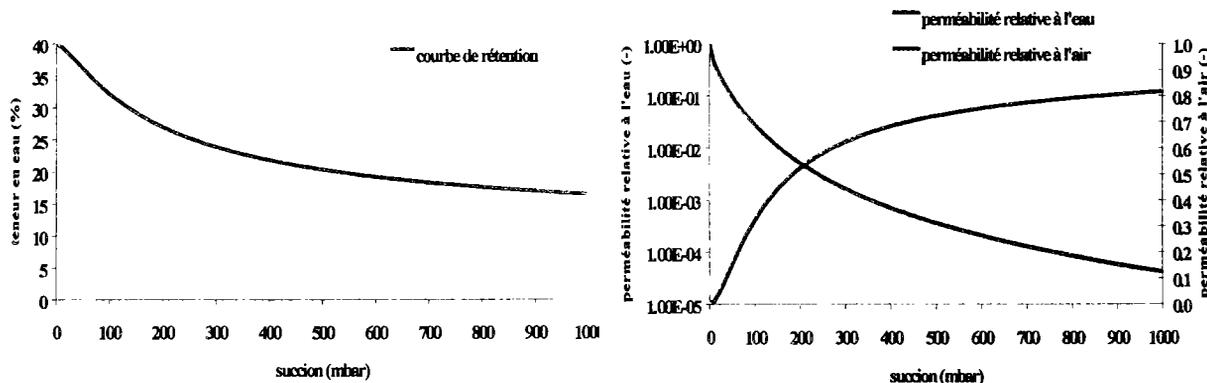
Résidu	Fractions granulométriques	Texture
		500 $\mu\text{m}$ < 2 % < 1 mm 50 $\mu\text{m}$ < 48 % < 500 $\mu\text{m}$ 2 $\mu\text{m}$ < 42 % < 50 $\mu\text{m}$ 8 % < 2 $\mu\text{m}$

La teneur en radium introduite dans le calcul est issue de la table 3 – 2, tandis que le facteur d’émanation est extrait d’une étude réalisée sur un résidu provenant de l’usine de traitement de Jouac (Pel97). L’adsorption du radon à la surface du solide est négligée. Les valeurs caractéristiques du résidu utilisées pour effectuer les simulations sont données dans la table 4 – 5. Les courbes de rétention et de perméabilités correspondantes sont représentées sur la figure 4 – 2.

**Table 4 – 5 : Caractéristiques du résidu**

Paramètre	$H$	$p$	$\rho_{sec}$	$\theta_r$	$K_{sat}$	$\alpha$	$\beta$	$C_{Ra}$	$E_o$	$E_{S^*}$	$S^*$	$k_{do}$
	$m$	-	$\text{kg.m}^{-3}$	-	$\text{m.s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	-	$\text{Bq.kg}^{-1}$	-	-	-	$\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$
Résidu	0,8° ou 1,65**	0,4	1370	0,06	$1,4 \cdot 10^{-6}$	1,12	1,48	60000	0,05	0,32	0,15	0

\* case 1 et stalle \*\* case2



**Figure 4 – 2 : Courbes de rétention et de perméabilités du résidu issues de l’analyse texturale**

Comme nous l’avons vu dans le *chapitre II*, le code de calcul *TRACI* peut calculer l’évaporation réelle du sol à partir de l’évaporation potentielle, estimée par exemple à partir de la formule de Penman (Pen48). Cependant, le processus itératif gérant ce type de condition

limite (voir *annexe 1*), impose une discrétisation spatiale et temporelle plus fine et augmente considérablement les temps de calcul. Etant donnée la période de temps étudiée ici (> an) et la lourdeur introduite au regard de son influence attendue sur les phénomènes observés – le climat à Limoges est loin d’être aride – nous choisissons de la négliger dans tous les cas étudiés dans ce travail (résidu et matériau de couverture). Ainsi, les conditions limites à la surface du résidu sont données simplement par l’enregistrement des précipitations et de la pression atmosphérique.

Au fond de chaque dispositif, le drain mis en place est constitué d’un géotextile, superposant 30 cm de graviers. Il impose une succion à l’eau contenue dans le résidu à la limite inférieure de la colonne. La valeur de la succion introduite pour le calcul en condition limite inférieure est arbitrairement choisie d’après les observations de février 1998. Elle est supposée constante sur toute la période de temps étudiée. Le drain étant en contact avec l’air extérieur, la pression de l’air dans le résidu est imposée par la pression atmosphérique. Les conditions limites sont décrites dans la table 4 – 6.

**Table 4 – 6 : Conditions limites sur les cases et la stalle**

<p><b>Conditions limites à la surface</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air : pression atmosphérique</li> <li>• Eau : flux nul pendant les périodes d’évaporation, flux imposé par l’intensité de la pluie (moyenne horaire des pluies cumulées) pendant les périodes de précipitation</li> <li>• Radon : concentration nulle</li> </ul>
<p><b>Conditions limites en fond de dispositif</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air : pression atmosphérique</li> <li>• Eau : succion (400 mbars)</li> <li>• Radon : concentration nulle</li> </ul>

Les conditions initiales sont données par le profil des pressions capillaires calculé après 80 jours de drainage de la colonne de résidu, saturée sur toute sa hauteur au départ.

### **1.3.2 Le matériau de couverture de Lavaugrasse**

Une approche analogue à celle réalisée sur le résidu est utilisée pour déterminer les caractéristiques hydriques du matériau de couverture. La table 4 – 7 donne les fractions granulométriques obtenues sur chaque site à partir des tables 3 – 5 et 3 – 6. Bien que le matériau de couverture présente un aspect différent entre les deux sites – sa granulométrie semble en particulier plus homogène sur le *site 2* – la distribution en masse de la taille des particules inférieures à 2 mm est proche : il est classé, dans les deux cas, en tant que sable limoneux. Rappelons que les mesures destinées à définir les propriétés du matériau ne sont réalisées que sur des échantillons prélevés en surface. Les caractéristiques du matériau de couverture étant inaccessibles en profondeur, nous supposons qu’elles sont uniformes sur toute sa hauteur.

**Table 4 – 7 : Fractions granulométriques du matériau de couverture**

	Fractions granulométriques	Texture
<i>Site 1</i>	500 $\mu\text{m}$ < 69 % < 2 mm	} <i>sable</i>
	50 $\mu\text{m}$ < 24 % < 500 $\mu\text{m}$	
	2 $\mu\text{m}$ < 6 % < 50 $\mu\text{m}$	<i>limon</i>
	1 % < 2 $\mu\text{m}$	<i>argile</i>
<i>Site 2</i>	500 $\mu\text{m}$ < 80 % < 2 mm	} <i>sable</i>
	50 $\mu\text{m}$ < 12 % < 500 $\mu\text{m}$	
	2 $\mu\text{m}$ < 7 % < 50 $\mu\text{m}$	<i>limon</i>
	1 % < 2 $\mu\text{m}$	<i>argile</i>

Le piézomètre installé en juin 1999 sur le *site 1* révèle la présence d'une nappe à 12 m de profondeur. Lors de son implantation, la couche de résidu est apparue à 6 m de profondeur environ. Ses caractéristiques hydriques sont supposées identiques à celles du résidu étudié dans les dispositifs expérimentaux (limon). Sa teneur en radium est égale à la valeur moyenne recensée sur le stockage de *Lavaugrasse* (AND98). La teneur en radium et le facteur d'émanation du matériau de couverture sont, quant à eux, issus de la caractérisation faite dans le *chapitre III* (Tab. 3 – 4). Enfin, l'adsorption du radon à la surface des grains du matériau est négligée. Les caractéristiques de la colonne de sol et les conditions limites introduites pour réaliser les simulations pour le *site 1* sont décrites dans la table 4 – 8.

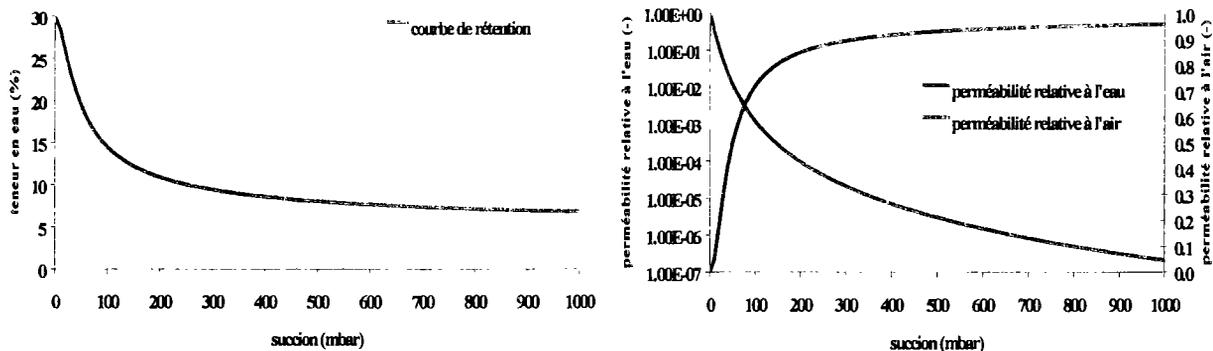
**Table 4 – 8 : Données d'entrée du calcul pour le *site 1***

Paramètre	$H$ <i>m</i>	$p$ -	$\rho_{sec}$ $\text{kg.m}^{-3}$	$\theta_r$ -	$K_{sat}$ $\text{m.s}^{-1}$	$\alpha$ $\text{m}^{-1}$	$\beta$ -	$C_{Ra}$ $\text{Bq.kg}^{-1}$	$E_o$ -	$E_{S^*}$ -	$S^*$	$k_{do}$ $\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$
<b>Couche 1</b> couverture	6	0,3	1520	0,05	$1,2 \cdot 10^{-5}$	3,46	1,73	1750	0,23	0,23	-	0
<b>Couche 2</b> résidu	6	0,4	1370	0,06	$1,4 \cdot 10^{-6}$	1,12	1,48	25000	0,3	0,3	0,15	0
<b>Conditions limites</b>												
<b>Conditions limites à la surface</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air : pression imposée par la pression atmosphérique</li> <li>• Eau : flux nul pendant les périodes d'évaporation, flux imposé par l'intensité de la pluie (moyenne horaire des pluies cumulées) pendant les périodes de précipitation</li> <li>• Radon : concentration nulle</li> </ul>											
<b>Conditions limites inférieures</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air et eau : nappe libre</li> <li>• Radon : flux nul</li> </ul>											

Le piézomètre mis en place en juin 1999 sur le *site 2* révèle la présence d'une nappe à 4 m de profondeur. Lors de son installation, la couche de résidu est apparue à 8 m de profondeur environ. Nous considérons qu'elle impose la concentration de radon à la limite inférieure de la couverture et elle n'est pas prise en compte dans le calcul. Etant donnée la répartition spatiale de la teneur en radium autour du *site 2* par rapport au *site 1* (Fig. 3 - 10 et 3 - 11), la valeur choisie pour le calcul est plus proche de la valeur maximale mesurée sur les échantillons ( $750 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) que de la moyenne. Les propriétés du matériau et les conditions limites sont données pour le *site 2* dans la table 4 - 9. Les courbes de rétention et de perméabilités du matériau de couverture sont représentées sur la figure 4 - 3.

**Table 4 - 9 : Données d'entrée du calcul pour le *site 2***

Paramètre	$H$ m	$p$ -	$\rho_{sec}$ $\text{kg.m}^{-3}$	$\theta_r$ -	$K_{sat}$ $\text{m.s}^{-1}$	$\alpha$ $\text{m}^{-1}$	$\beta$ -	$C_{Ra}$ $\text{Bq.kg}^{-1}$	$E_o$ -	$E_{S^*}$ -	$S^*$	$k_{do}$ $\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$
<b>Couche 1 couverture</b>	4	0,3	1520	0,05	$1,2 \cdot 10^{-5}$	3,46	1,73	600	0,3	0,3	0,15	0
<b>Conditions limites</b>												
<b>Conditions limites à la surface</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air : pression imposée par la pression atmosphérique</li> <li>• Eau : flux nul pendant les périodes d'évaporation, flux imposé par l'intensité de la pluie (moyenne horaire des pluies cumulées) pendant les périodes de précipitation</li> <li>• Radon : concentration nulle</li> </ul>											
<b>Conditions limites inférieures</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Air et eau : nappe libre</li> <li>• Radon : concentration imposée (<math>\approx 10^8 \text{ Bq.m}^{-3}</math>)</li> </ul>											



**Figure 4 - 3 : Courbes de rétention et de perméabilités du matériau de couverture issues de l'analyse texturale**

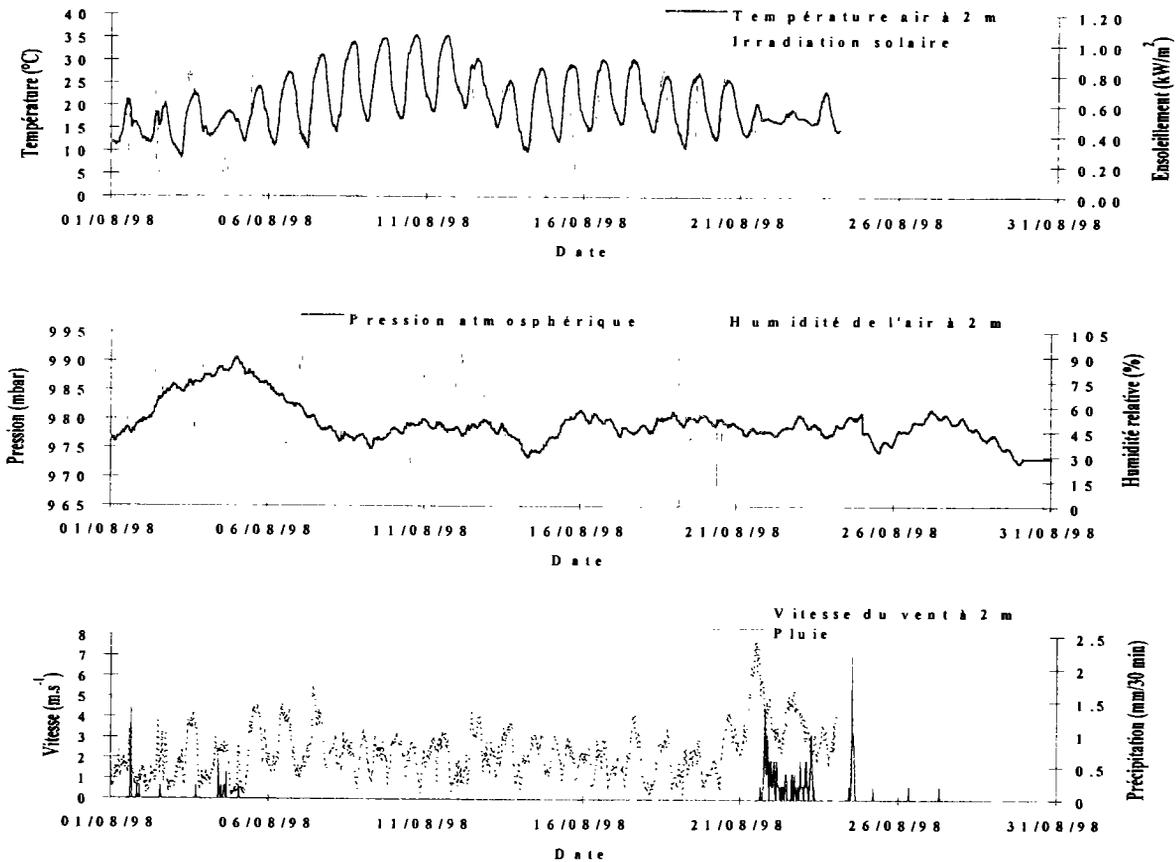
## 2. LE RESIDU MINIER

Dans un premier temps, la confrontation des résultats du code de calcul *TRACI* aux observations est réalisée sur un mois de mesures. Celui-ci est choisi au début de la période d'acquisition et de telle sorte qu'il y soit constaté une longue période sèche suivie d'un épisode pluvieux. L'étude sur un intervalle de temps ainsi réduit permet de dégager l'origine des fluctuations diurnes – auxquelles on ne s'intéressera pas sur une période de temps plus longue – et de faire apparaître les premières divergences entre les variables calculées et mesurées. L'analyse de celles-ci peut révéler les carences du modèle physique, l'insuffisance d'une caractérisation simplement issue de l'analyse texturale et/ou des artefacts de mesure.

Quand les différences entre les observations et les simulations sont expliquées par un mauvais choix des données d'entrée, l'étude comparative sur une plus longue période de temps est réalisée à partir des valeurs issues du calage réalisé sur le mois de référence.

### 2.1. Les études comparatives sur un mois de mesures

La période choisie pour comparer les valeurs issues de la simulation aux valeurs mesurées sur le résidu, est le mois d'août 1998. C'est le premier mois pour lequel l'instrumentation est complète. Il présente une longue période sèche entre le 6 et le 20 avec des variations diurnes très marquées en température ( $\Delta T_a \approx 15 \text{ }^\circ\text{C}$ ) et en humidité ( $\Delta H_r \approx 40 \%$ ). Elle est suivie d'un épisode pluvieux qui s'étend du 21 au 26 (Fig. 4 – 4). La simulation est effectuée à partir des données d'entrée établies précédemment (Tab. 4 – 5). Par souci de légèreté, cette analyse est réalisée uniquement sur les mesures recueillies sur la *case 2*.

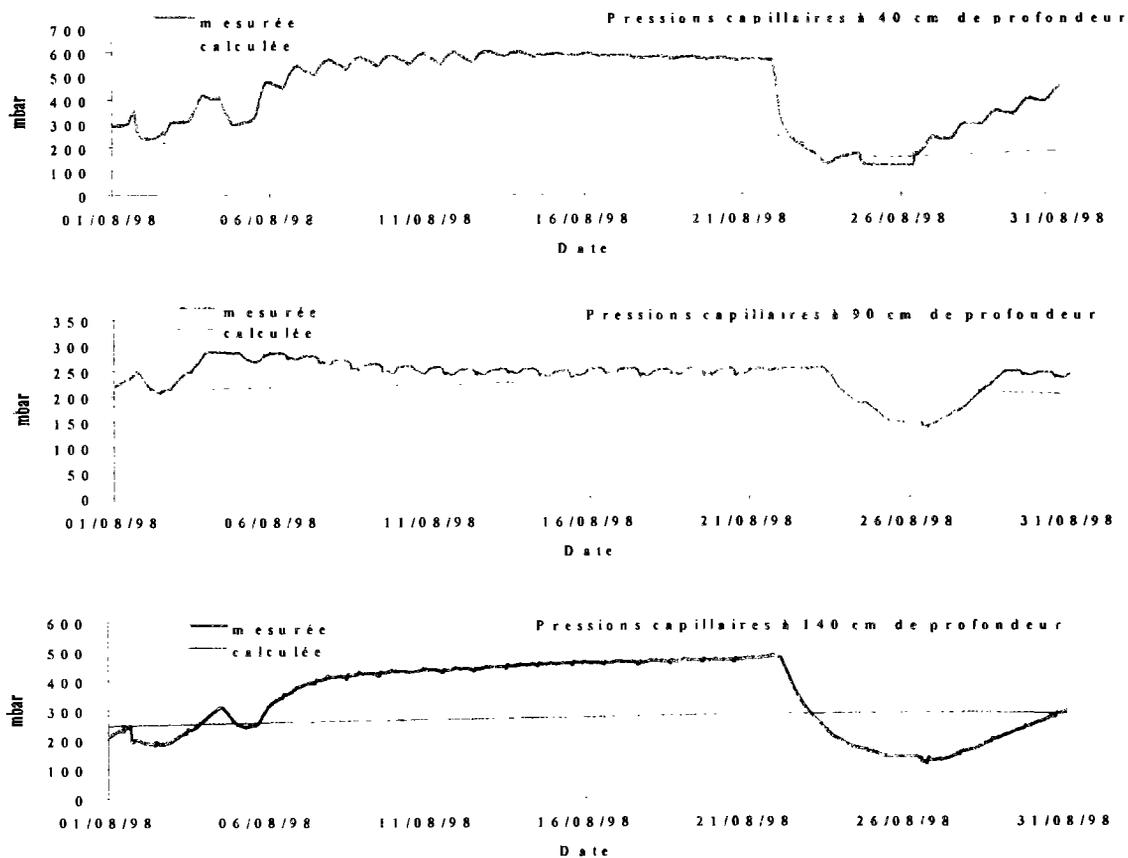


**Figure 4 – 4 : Données météorologiques<sup>1</sup> recueillies sur le site 1 au mois d'août 1998**

### 2.1.1 Les écoulements

Les mesures de permittivité dans le résidu sont dans la majorité des cas très bruitées et proches de la valeur maximale admissible par le type de capteur utilisé. De plus, les essais d'étalonnage d'une sonde capacitive en laboratoire ne montrent pas de corrélation entre la permittivité et la teneur en eau du résidu. Cette absence de corrélation peut être liée à la présence de phases argileuses – smectite et kaolinite – dans le résidu, phases conductrices qui rendent ce type de mesure inexploitable (Mar86). Seules les pressions capillaires, dont les valeurs mesurées et calculées au mois d'août 1998 sont représentées sur la figure 4 – 5, sont utilisées pour effectuer l'analyse des écoulements de l'air et de l'eau dans le résidu.

<sup>1</sup> la mesure de la pression atmosphérique n'est pas calée par rapport à l'altitude



**Figure 4 – 5 : Pressions capillaires dans le résidu de la case 2, mesurées et calculées à chaque profondeur (août 1998)**

Le tensiomètre situé à 15 cm de profondeur ayant décroché, ses données sont inexploitable. La succion calculée à 40 cm de profondeur est deux à trois fois plus faible que celle mesurée pendant la période du 7 au 21 août, pendant laquelle, d’après les températures et humidités de l’air enregistrées, l’évaporation potentielle est importante. Négliger celle-ci dans le calcul peut en partie expliquer l’écart observé. Les différences entre les succions mesurées et calculées à 90 cm et 140 cm de profondeur sont plus petites. Cependant, l’état de succion du matériau en profondeur pendant la période sèche, résultant de la présence de la membrane drainante, semble sous-estimé par le calcul. Notons ici que les fortes succions générées dans le matériau, conduisent généralement, étant donnée sa nature et d’après les observations de terrain, au développement de fissures qui augmentent sa conductivité hydraulique et accélèrent le séchage sur toute la hauteur du résidu (Fig. 4 – 6). Cet effet n’est pas pris en compte dans le modèle qui considère que les propriétés intrinsèques du milieu sont constantes sur la période de temps étudiée.

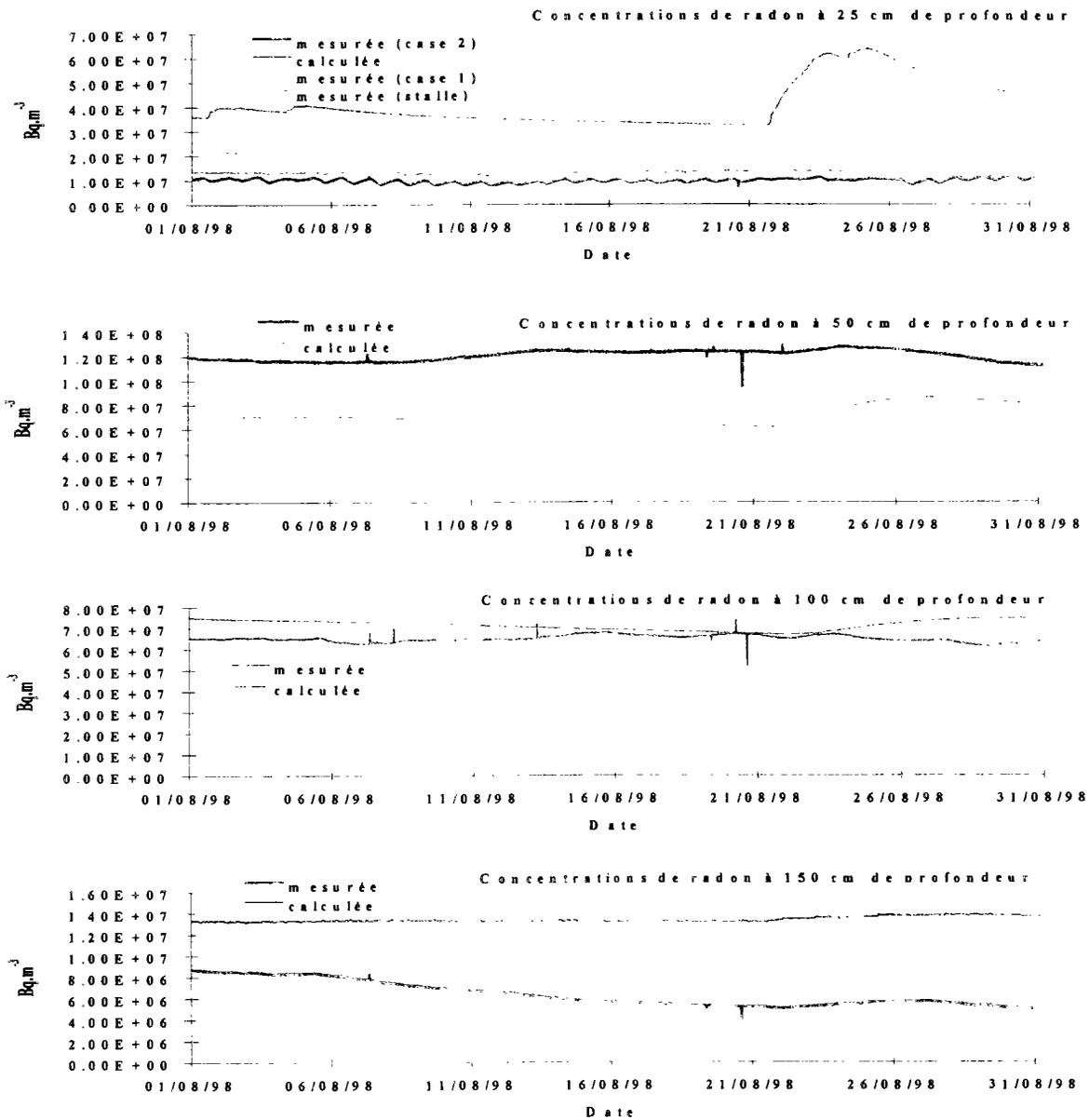


**Figure 4 – 6 : Photo de la stalle après séchage (juin 1998) ; les blocs polygonaux sont de taille métrique et les fissures sont ouvertes sur toute la hauteur du résidu**

A toutes les profondeurs, les succions calculées varient moins rapidement et fortement après les épisodes pluvieux que celles mesurées. Ceci montre que le passage de l'eau infiltrée dans le résidu est plus rapide que ce que prévoit son analyse texturale. Ce phénomène est probablement lié à la fissuration qui se développe dans le matériau au cours de son séchage, notamment le long des parois en béton et des tubes anciennement drainants, augmentant ainsi la conductivité hydraulique globale du milieu. Cependant, il peut aussi s'agir d'un artefact de mesure lié à l'implantation des sondes : les tubes des tensiomètres, implantés légèrement de biais dans le résidu, sont fixés aux parois de béton des lysimètres, avec lesquelles ils peuvent créer un chemin d'écoulement préférentiel de l'eau entre la surface et la bougie poreuse. Ce dernier point est conforté par le décalage temporel peu conventionnel observé entre les succions mesurées à 90 cm et 140 cm de profondeur.

### ***2.1.2 Le transport du radon***

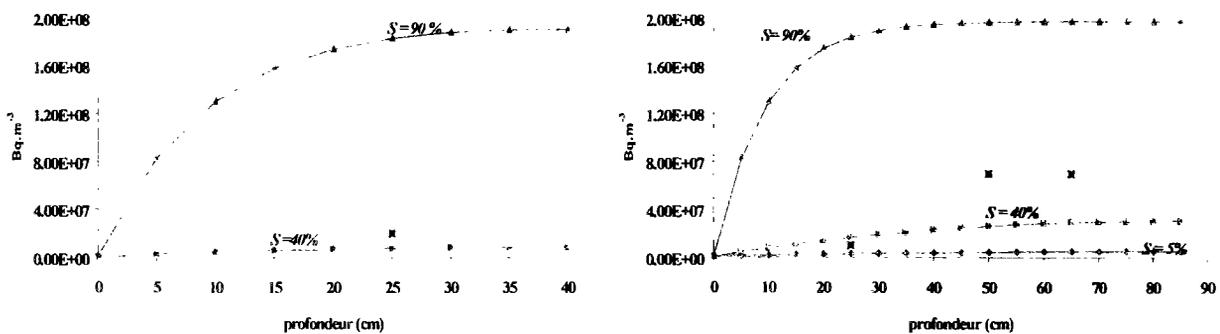
Les concentrations de radon mesurées et calculées dans la phase gazeuse du résidu pour le mois d'août 1998 sont représentées, pour chaque profondeur, sur la figure 4 – 7.



**Figure 4 – 7 : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu de la case 2, mesurées et calculées à chaque profondeur (août 1998)**

Notons d’abord que la fluctuation diurne observée pendant la période sèche, est relativement faible puisqu’elle représente au maximum 20 % du signal mesuré. La confrontation du signal avec les conditions météorologiques montre qu’elle n’est pas liée à l’évaporation mais aux variations de la température de l’air, la concentration de radon mesurée augmentant quand la température de l’air diminue. Cet effet, lié au développement d’une convection thermique, révèle une légère connexion du volume de mesure avec l’extérieur liée à l’implantation de la sonde dont l’une des extrémité débouche à la surface (artefact de mesure).

Par ailleurs, on constate que la concentration de radon dans la phase gazeuse du résidu, calculée à 25 cm de profondeur, est en moyenne trois fois plus forte que celle mesurée. Cette dernière ne réagit pas aux précipitations dont l'effet se traduit, dans le calcul, par le doublement de la concentration de radon dans la phase gazeuse du résidu. La figure 4 – 8 représente les profils de concentrations calculés dans le résidu de la *case 1* et de la *case 2*, pour une diffusion stationnaire et homogène sur toute la hauteur du matériau, en fonction de sa saturation uniforme,  $S$ . On remarque ainsi que le profil des concentrations mesuré en moyenne dans le résidu de la *case 2* pendant la période sèche, est extrêmement éloigné de celui calculé avec un modèle de diffusion homogène.



**Figure 4 – 8 : Profils de concentrations théoriques dans le résidu de la *case 1* et de la *case 2* pour une diffusion stationnaire et homogène et différents états de saturation du matériau, ■ = valeurs mesurées aux profondeurs équivalentes**

Quant à l'interprétation des régimes transitoires observés après une pluie, la concentration de radon calculée à 25 cm de profondeur dans la phase gazeuse du résidu ne varie pas au cours d'un événement pluvieux si, d'une part, la longueur de diffusion du radon dans le matériau est inférieure à 25 cm – ce qui implique une teneur en eau très élevée même en surface – et si, d'autre part, la teneur en eau varie peu lors du passage de l'eau infiltrée. Ce dernier point n'est pas cohérent avec une évolution assez marquée des succions, sauf dans un matériau très fin.

Remarquons enfin sur la figure 4 – 8 que la concentration de radon mesurée à 25 cm de profondeur dans le matériau de la *case 1* et de la *stalle* est très proche de celle mesurée à la même profondeur dans la *case 2* alors que la hauteur de la colonne de résidu y est deux fois plus grande. D'après les profils de diffusion représentés sur la figure 4 – 8, des niveaux de radon aussi élevés sont atteints dans la *stalle* ou la *case 1* si la saturation du matériau est comprise entre 40 et 90%, ce qui est alors incompatible avec la faible valeur de la concentration mesurée à la même profondeur dans le résidu de la *case 2*. L'ensemble des remarques précédentes conduit à douter soit de la validité du modèle et des paramètres d'entrée, soit de la validité de la mesure à cette profondeur.

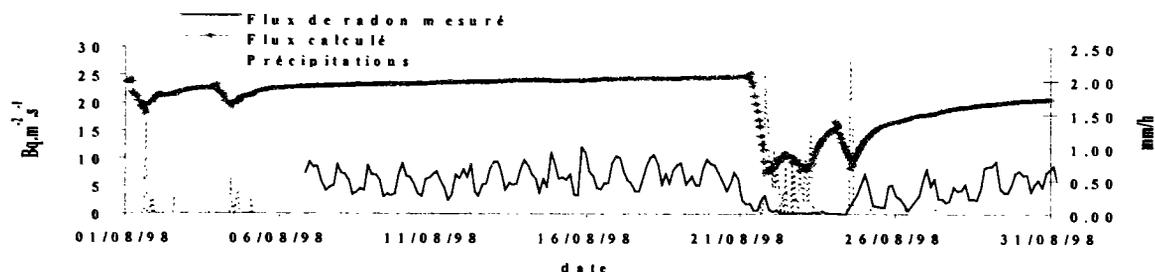
Les écarts entre les concentrations de radon mesurées et calculées à 50 cm et 100 cm de profondeur sont beaucoup plus petits, à la fois en moyenne et pendant les régimes

transitoires. En effet, étant données la faible perméabilité du matériau et sa forte humidité en profondeur, les concentrations calculées et mesurées à ces profondeurs sont peu affectées par la pluie.

La concentration de radon mesurée à 150 cm de profondeur est deux à trois fois plus faible que celle calculée. D'après l'information issue de l'analyse des succions, cet écart semble être lié à un séchage plus efficace du matériau, par l'action du drain en fond de dispositif, que celui estimé *a priori*.

Enfin, les flux de radon calculés sont en moyenne quatre fois plus forts que ceux mesurés. C'est le même écart que celui qui apparaît entre les concentrations de radon calculées et mesurées sous la surface dans la phase gazeuse du résidu. Une forte surestimation de la source, c'est-à-dire de la teneur en radium ou/et du facteur d'émanation, ne peut l'expliquer après la caractérisation réalisée sur le matériau (*chapitre III*). La diffusion étant dominante dans ce type de matériau et de géométrie – pas de moteur advectif – il est possible que la formulation utilisée pour calculer le coefficient de diffusion du radon dans le résidu, issue de mesures réalisées uniquement sur des sols, ne soit pas adaptée à ce type de matériau (il faudrait cependant qu'elle soit très éloignée de la réalité pour expliquer de tels écarts).

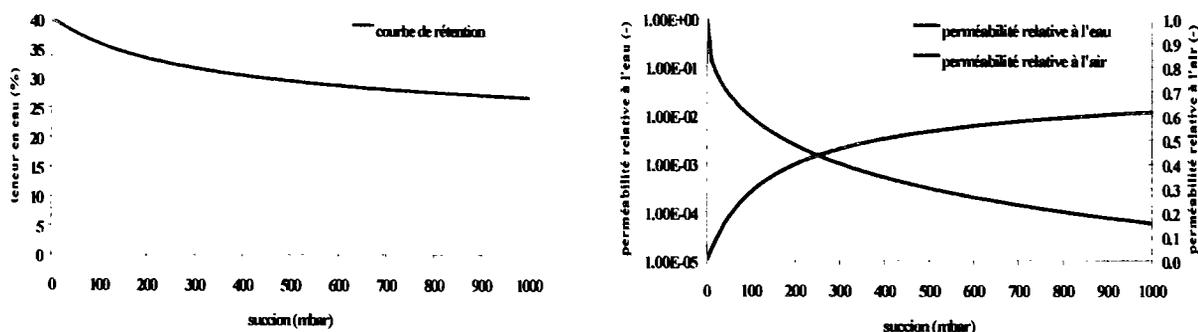
Par contre, l'évolution des flux calculés après les pluies est analogue à ce qui est observé sur le résidu (Fig. 4 – 9). Le séchage entre deux événements pluvieux semble simplement plus lent dans la réalité. Il traduit alors une perméabilité en surface plus faible que celle estimée, à l'inverse de ce qui est apparu lors de l'analyse des pressions capillaires. Ces phénomènes contradictoires confirment l'existence d'artefacts de mesure liés à la création de chemins d'écoulements préférentiels dans le résidu. Le matériau est ainsi plus perméable à l'échelle du lysimètre et moins perméable à l'échelle du bloc qu'un sol limoneux « normal ». Cependant, il faut remarquer qu'un séchage plus lent que celui calculé peut aussi être dû à l'existence d'une hystérésis, qui induit un comportement hydrique différent selon qu'il s'agit d'une phase de drainage ou d'imbibition du matériau (Fig. 2 – 9). Ce phénomène n'est pas pris en compte par le modèle. Notons enfin que les fluctuations diurnes des flux ne sont pas d'origine convective – confirmant l'existence d'un artefact de mesure pour la concentration de radon mesurée à 25 cm de profondeur – mais sont liées à l'assèchement de la surface du matériau par l'évaporation.



**Figure 4 – 9** : Flux de radon mesurés et calculés sur le résidu de la *case 2* (août 1998) ; le lissage diurne est lié à la non prise en compte de l'évaporation dans les simulations

### 2.1.3 Conclusion

L'étude de l'évolution des pressions capillaires mesurées en fonction de la profondeur révèle à la fois un comportement plus argileux du résidu, que celui prévu uniquement par son analyse texturale<sup>2</sup> et une conductivité hydraulique plus forte. Cette dernière semble liée à la fissuration du matériau ou/et aux écoulements préférentiels induits par les différents systèmes de mesures. De meilleurs résultats sont obtenus en diminuant le second paramètre de van Genuchten,  $\beta$  (valeur de 1,2 au lieu de 1,48, la valeur initialement choisie) et en augmentant raisonnablement la conductivité hydraulique (valeur de  $4,4 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$  au lieu de  $1,4 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ , la valeur initialement choisie). On tient ainsi compte de la nature plus argileuse du matériau et de la fissuration qui s'y développe (Fig. 4 – 10). Ces valeurs restent dans la gamme des valeurs proposée par van Genuchten pour les limons.



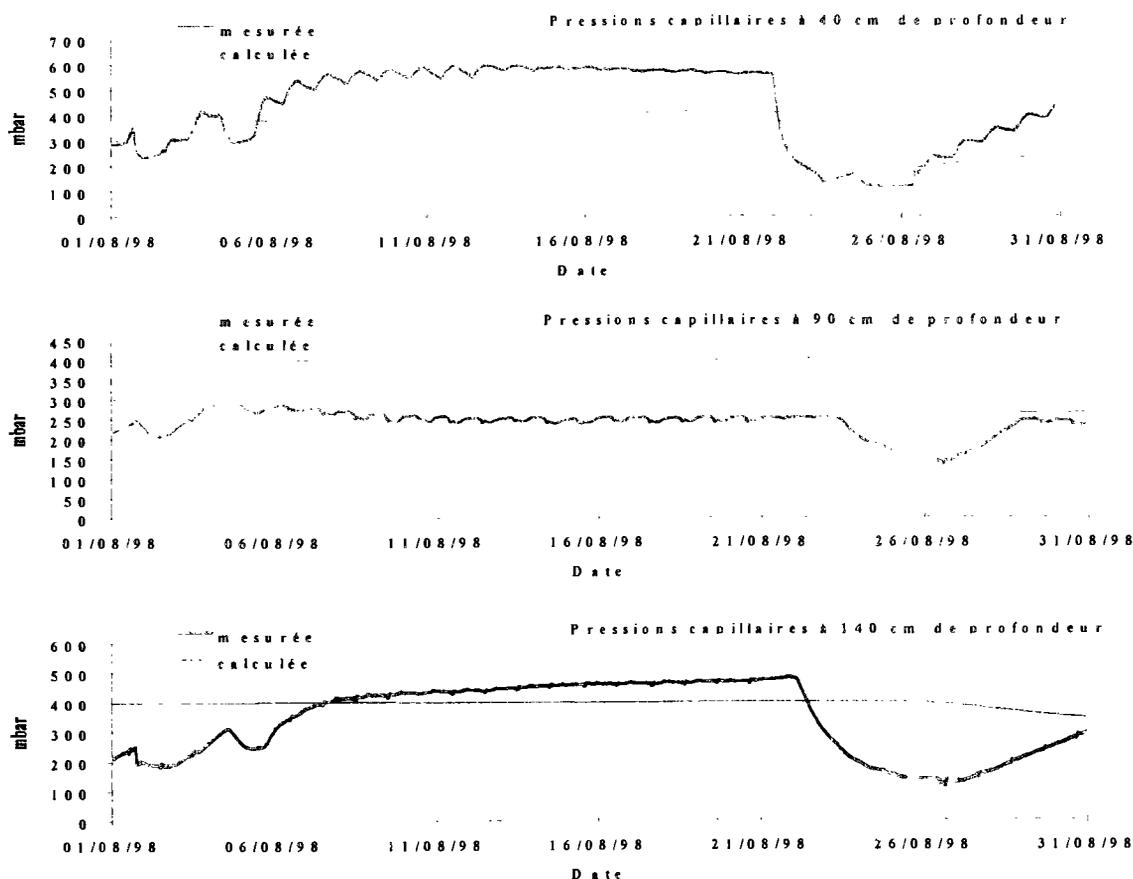
**Figure 4 – 10** : Courbes de rétention et de perméabilités du résidu avec les nouvelles valeurs issues du calage sur les valeurs des succions mesurées en février 1998

Les figures 4 – 11 à 4 – 13 montrent les résultats obtenus en utilisant ces nouvelles valeurs. Les succions calculées sont ainsi peu éloignées de celles mesurées. Leur évolution après une pluie reste moins marquée mais il est difficilement justifiable d'introduire une

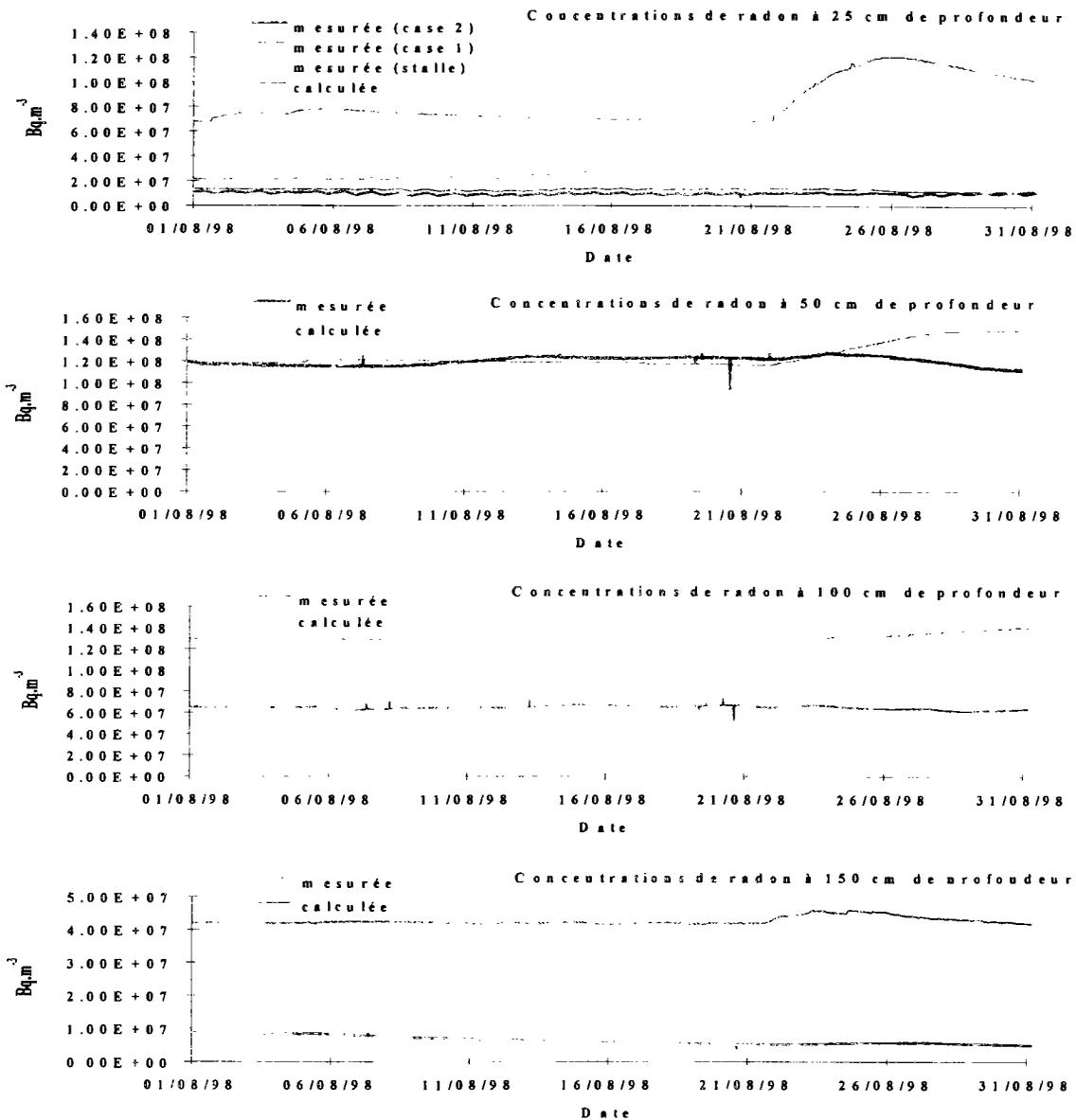
<sup>2</sup> ceci peut être expliqué par la quantité importante de micas dans le résidu (30 à 35 %), dont le granulomètre laser surestime la taille, ou dû à la formation d'agrégats

perméabilité encore plus élevée dans le calcul alors que le matériau est de nature plutôt argileuse et que la fissuration qui s’y développe semble amplifiée par le dispositif de mesures.

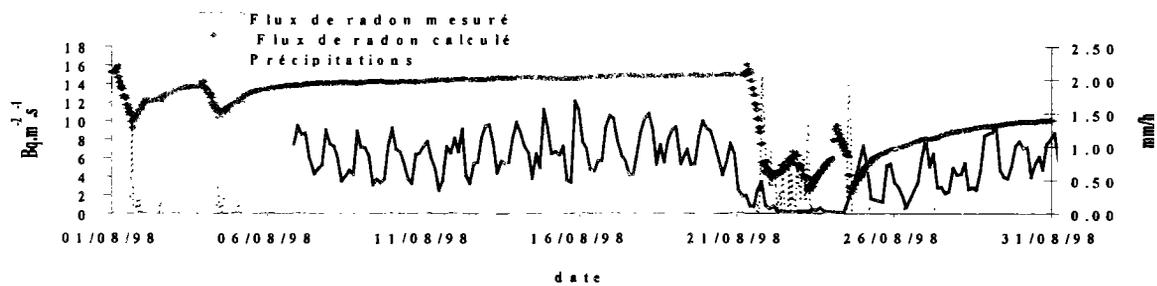
Les teneurs en eau calculées avec la nouvelle courbe de rétention (Fig. 4 – 10) sont plus élevées que celles obtenues au cours de la simulation précédente. La diffusion étant ainsi moins efficace, les concentrations de radon sont plus élevées et les flux plus faibles que ceux calculés précédemment. L’accord entre les flux mesurés et calculés est meilleur mais des divergences importantes apparaissent toujours entre les concentrations de radon calculées et mesurées dans la phase gazeuse à 25 cm de profondeur, qu’une modification des valeurs d’entrée ne peut expliquer. La prise en compte de l’adsorption du radon à la surface des grains solides ne permettrait pas de diminuer cet écart car elle est faible dans un matériau de forte teneur en eau et varie en fonction de celle-ci. Son effet serait ainsi observable lors du passage de l’eau infiltrée. Il est possible que la fissuration augmente fortement le séchage de la couche de surface, réduisant ainsi les concentrations de radon à proximité de la surface. Cependant, elle ne permet pas de comprendre le peu d’effet des pluies constaté sur la concentration de radon mesurée dans la phase gazeuse du matériau à 25 cm de profondeur.



**Figure 4 – 11 : Pressions capillaires dans le résidu de la case 2, mesurées et calculées après calage à chaque profondeur (août 1998)**



**Figure 4 – 12 : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu de la case 2, mesurées et calculées après calage à chaque profondeur (août 1998)**



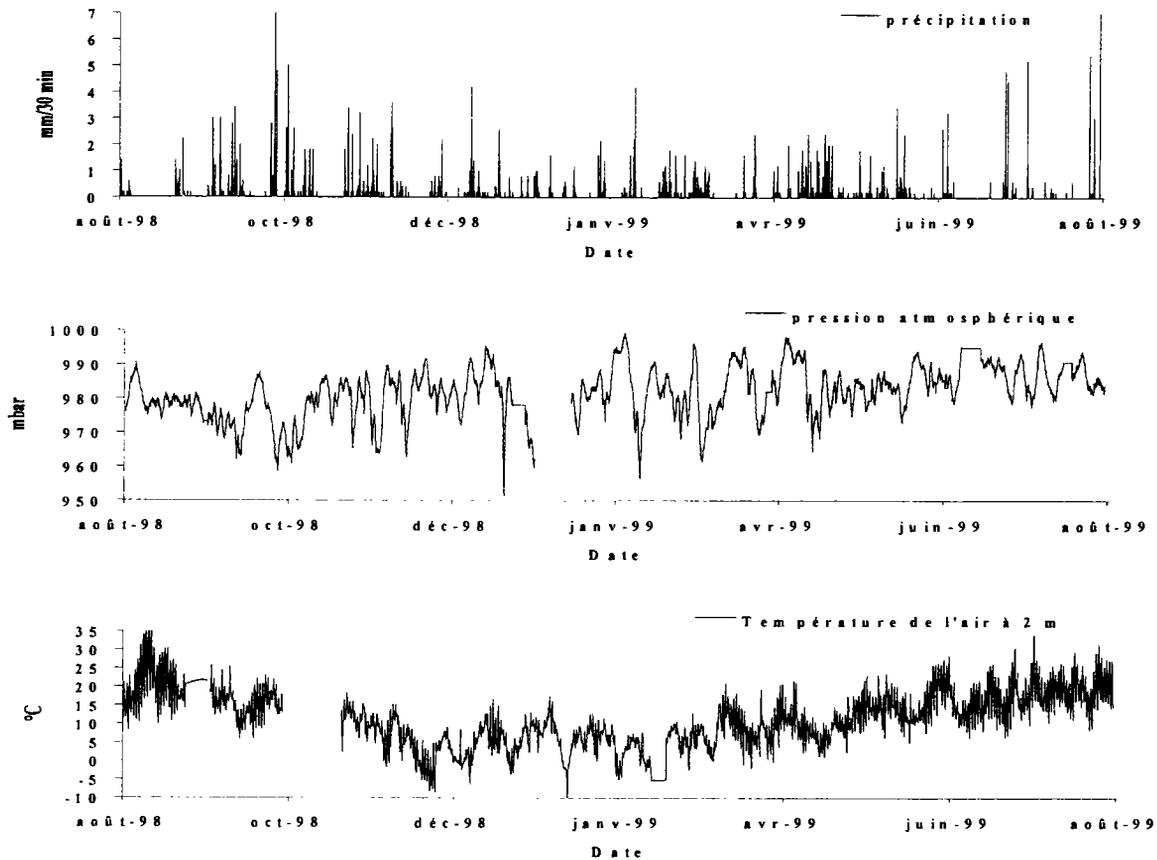
**Figure 4 – 13 : Flux de radon sur le résidu de la case 2, mesurés et calculés après calage (août 1998)**

L'analyse comparative réalisée sur un mois de données met en évidence des divergences entre les valeurs calculées et mesurées. Il est possible en modifiant quelques unes des valeurs des paramètres d'entrée – calage sur un mois de mesures – de réduire les écarts observés sur les pressions capillaires et les flux de radon à la surface. Ces nouvelles valeurs sont utilisées pour réaliser les simulations sur une plus longue période de temps. Les conditions météorologiques rencontrées au cours de celle-ci étant plus variées, elles peuvent mettre en exergue les défauts de la modélisation adoptée. Notons qu'à cette échelle, seuls les phénomènes du premier ordre nous intéressent.

## 2.2. Les études comparatives sur 12 mois de données

L'étude comparative des variables mesurées et calculées sur le résidu est réalisée sur la période de temps qui s'étend d'août 1998 à juillet 1999, inclus. La figure 4 – 14 montre les données enregistrées pendant cette période par la station météorologique située sur le *site 1*. Seules les précipitations et la pression atmosphérique sont utilisées pour les simulations, l'évaporation étant négligée dans les calculs.

Remarquons que la température de l'air montre des fluctuations diurnes parfois importantes et une amplitude de variation saisonnière marquée entre l'été et l'hiver ( $\Delta T_a \approx 10$  C°). Les précipitations sont quant à elles réparties sur toute l'année avec une période pluvieuse d'intensité plus forte observée entre septembre et novembre 1998. La pluie cumulée est de 92 cm sur la période de temps étudiée (un an) et représentative des valeurs moyennes enregistrées dans la région entre 1921 et 1950.

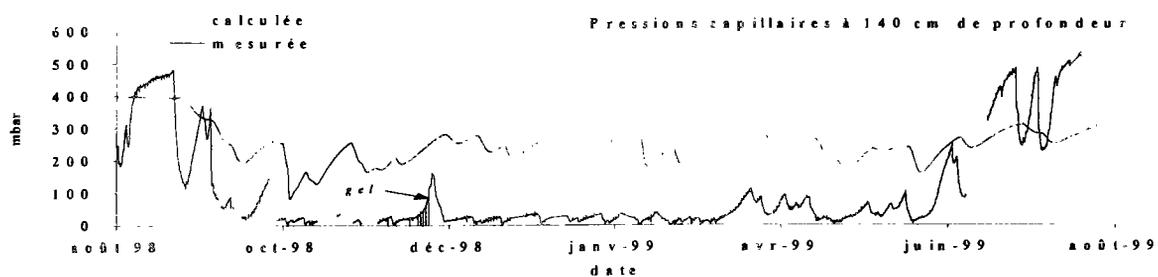
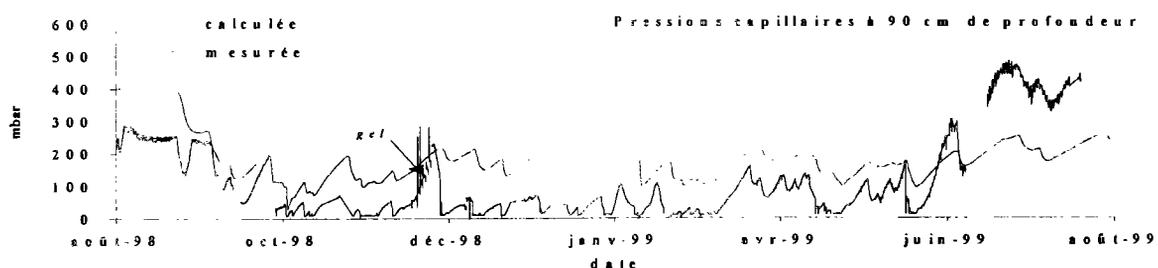
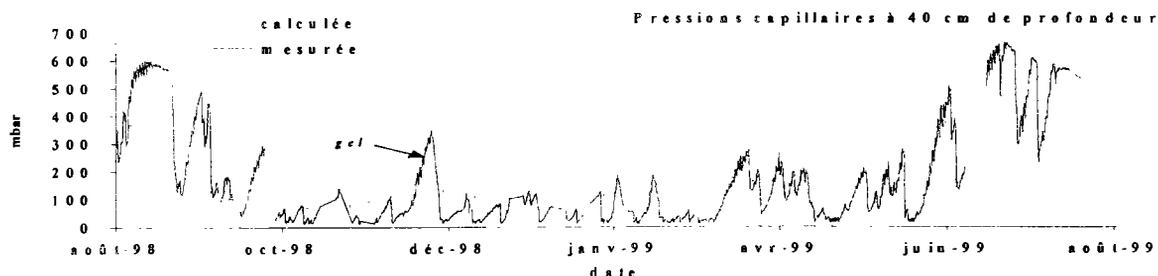


**Figure 4 – 14 : Données météorologiques enregistrées sur le *site 1* (août 1998 à juillet 1999 inclus)**

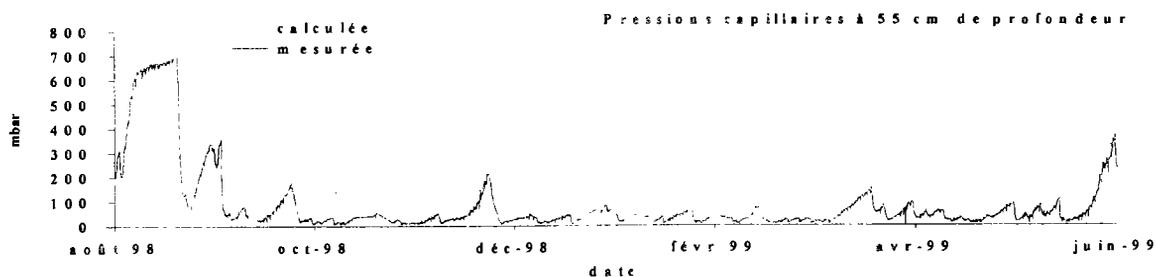
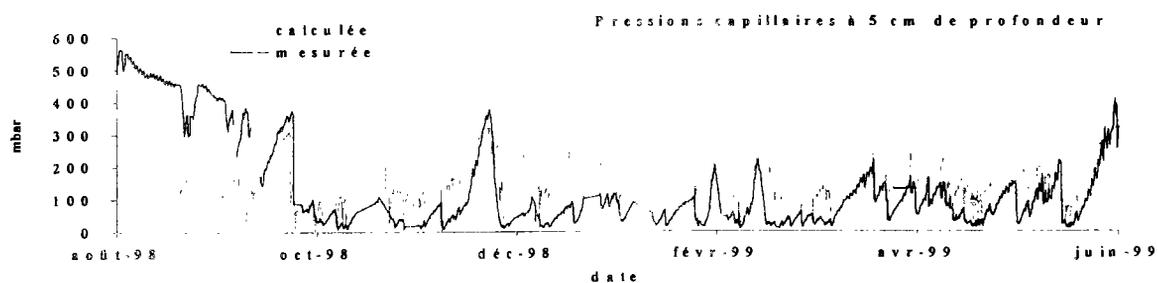
### 2.2.1 Les écoulements

De façon similaire à l'étude réalisée sur un mois de données, l'analyse des écoulements de l'air et de l'eau dans le résidu, en fonction des conditions météorologiques, est effectuée à travers le suivi des pressions capillaires, dont les valeurs mesurées et calculées sont reportées sur la figure 4 – 15. Les pressions capillaires mesurées à 15 cm de profondeur dans le résidu de la *case 2* ne sont pas reproduites étant donnée la courte durée de fonctionnement du tensiomètre.

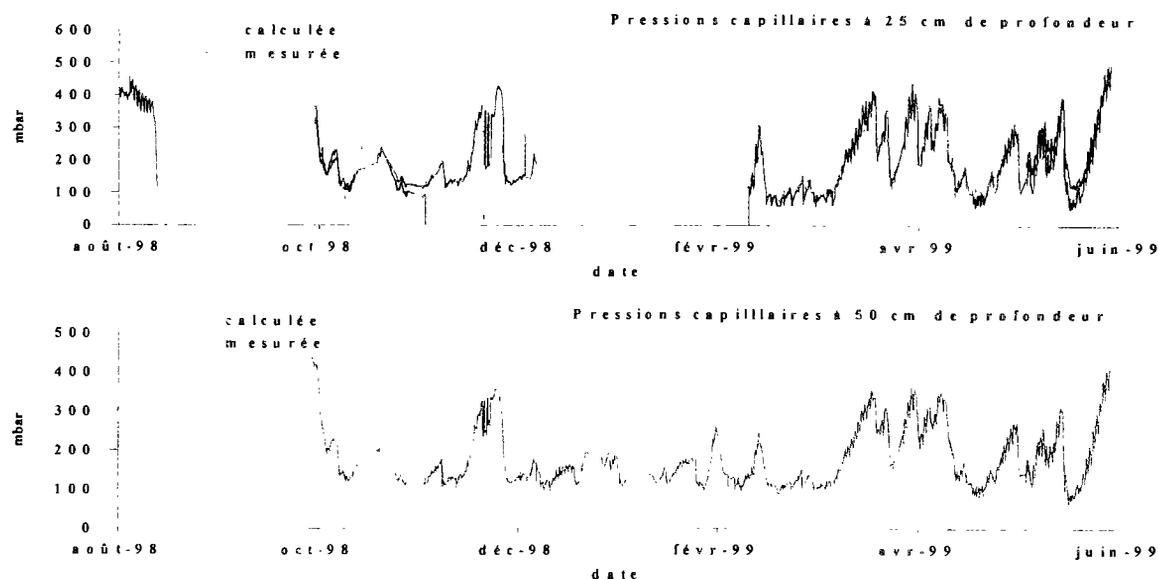
(a) Case 2



(b) Case 1



(c) *Stalle*



**Figure 4 – 15 : Pressions capillaires mesurées<sup>3</sup> et calculées dans le résidu à chaque profondeur – (a) *case 2* ; (b) *case 1* ; (c) *stalle* (août 1998 à juillet 1999)**

Les pressions capillaires calculées dans le résidu sont généralement légèrement plus élevées que celles mesurées. On constate que pendant les périodes transitoires d’infiltration ou de drainage, les évolutions dans le temps des succions calculées et mesurées sont très proches, excepté pendant les périodes de forte évaporation, l’été en particulier. Rappelons que celle-ci est négligée dans le calcul.

Il est étonnant d’observer un séchage aussi important sur toute la hauteur du résidu – 1,65 m pour la *case 2* – alors que celui-ci présente une texture fine, initialement peu conductrice de l’eau. Ces effets semblent imputables au phénomène de retrait-gonflement qui modifie les propriétés du résidu sur toute sa hauteur. Pendant l’été, l’ouverture des fissures, amplifie le séchage du matériau en profondeur. Pendant l’hiver, les fissures se referment et la conductivité hydraulique du matériau est proche de celle introduite dans le calcul.

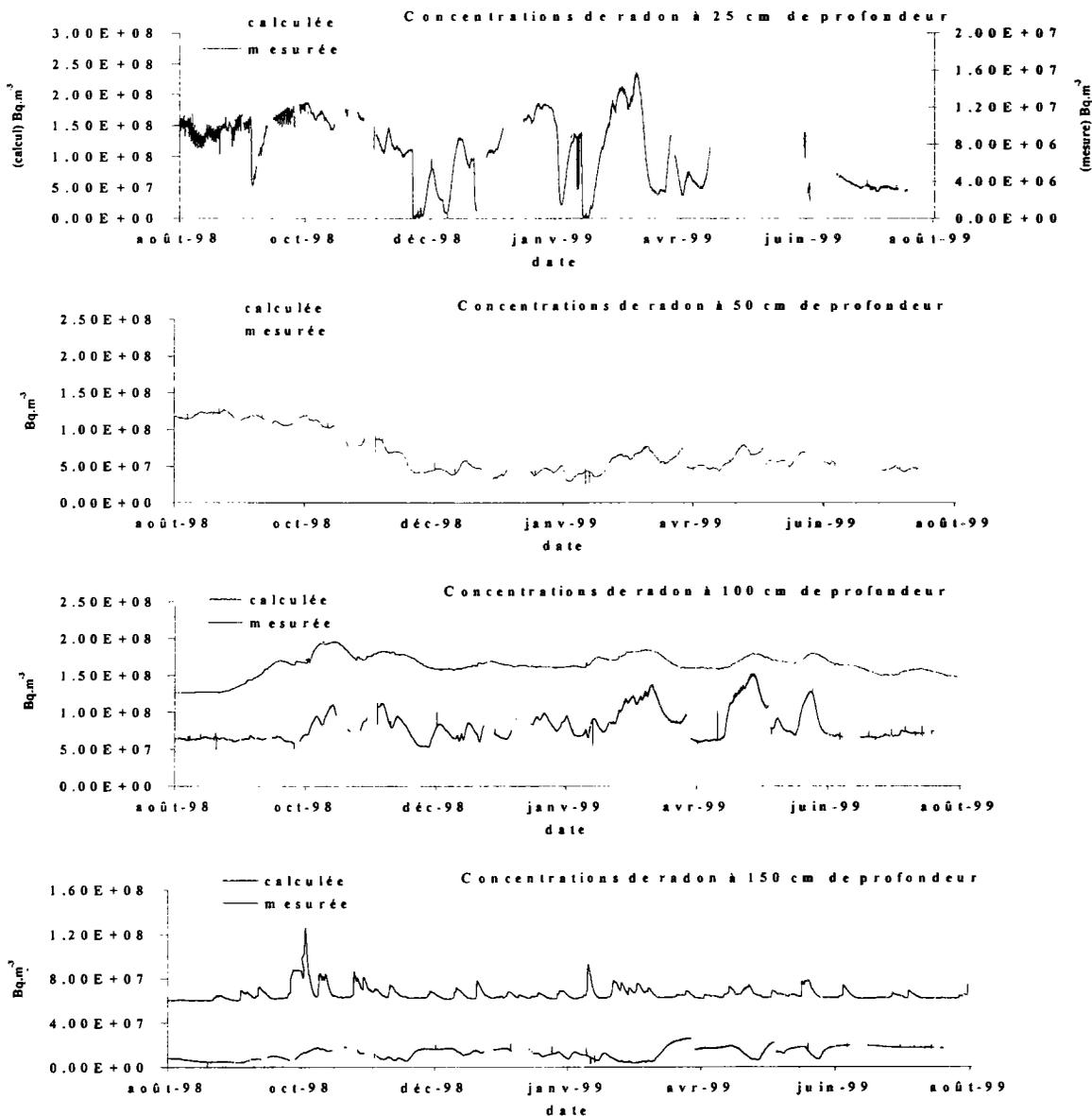
Il faut noter ici que les écarts entre les succions mesurées et calculées dans le résidu sont beaucoup plus petits sur la *stalle* que ceux apparaissant sur les *cases*. Or, la *stalle* est l’échelle la plus représentative de ce qui se passe sur un stockage de résidus non recouvert. Les écarts plus importants observés sur les *cases* confirment l’existence, sur ces dernières, d’une perturbation induite par le dispositif expérimental plus conséquente.

<sup>3</sup> gel de l’eau dans tous les tensiomètres en novembre

L'étude des pressions capillaires montre ainsi que les résultats issus de la modélisation des écoulements dans le résidu sont satisfaisants par rapport aux observations. Cependant, les permittivités mesurées dans le résidu étant inexploitable pour en déduire le profil de teneurs en eau dans le matériau, la validité du modèle et du choix des courbes de rétention et de perméabilités, ne peut être complètement vérifiée ici. Remarquons que les concentrations de radon dépendent directement du profil de teneurs en eau dans le matériau.

### 2.2.2 Le transport du radon

La figure 4 – 16 représente les concentrations de radon mesurées et calculées dans la phase gazeuse du résidu de la *case 2*. Les résultats obtenus sur la *case 1* et la *stalle* étant identiques, ils ne sont pas exploités ici.



**Figure 4 – 16 :** Concentrations de radon mesurées et calculées dans la phase gazeuse du résidu de la *case 2*, à chaque profondeur (août 1998 à juillet 1999 inclus)

Les divergences entre les résultats des simulations et les mesures de radon, mises en évidence sur le mois d'août 1998, apparaissent de façon récurrente ici. Ainsi, la concentration de radon dans la phase gazeuse du résidu, calculée à 25 cm de profondeur, est d'un ordre de grandeur supérieure à celle mesurée (attention à la double échelle sur la fig. 4 – 16). Un tel écart n'est pas observé aux autres profondeurs. Au contraire, les évolutions dans le temps des concentrations calculées et mesurées à 50 cm et 100 cm de profondeur sont très proches, même si, pendant les phases transitoires, l'amplitude de variation des concentrations calculées s'atténue plus avec la profondeur.

La concentration de radon calculée à proximité du géotextile est quasi-constante et 3 à 4 fois plus forte que celle mesurée. Les suctions capillaires mesurées à cette profondeur étant extrêmement faibles, cet écart ne peut être lié à une sous estimation du séchage du matériau par le modèle (en particulier l'hiver). Par contre, l'existence d'une connexion directe du volume de mesure avec l'air extérieur (l'air du drain), créée par la fissuration – le point de mesure est situé à 15 cm de la membrane – peut expliquer des niveaux si faibles.

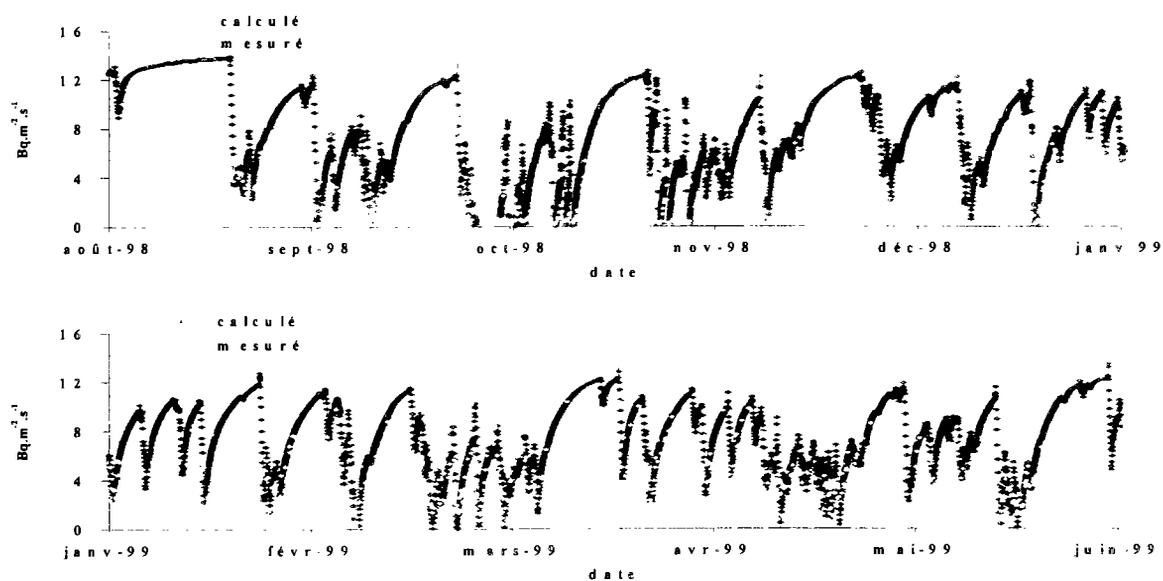
A nouveau, il est très difficile de comprendre la nature des divergences entre les concentrations de radon calculées et mesurées à 25 cm de profondeur dans le matériau, tout en assimilant le matériau étudié à un milieu poreux homogène. La concentration de radon mesurée est, en moyenne sur la période de temps étudiée, d'un ordre de grandeur inférieure à celle calculée et montre parfois des diminutions brutales. Ces événements transitoires surviennent au cours de longues périodes sans pluie, qui s'accompagnent généralement sur le terrain, d'une ouverture des fissures. Ils ne sont pas corrélés à des variations particulières du flux de radon à la surface, que le modèle ne saurait expliquer (Fig. 4 – 17). Les valeurs mesurées extrêmement faibles peuvent ainsi être le signe d'une dilution directe du radon contenu dans la phase gazeuse du résidu avec l'air extérieur, induite par le développement de fissures le long de la sonde, dont l'extrémité supérieure débouche à la surface<sup>4</sup>. Cet artefact de mesure serait ainsi lié à la position de la sonde très proche de la surface, dans un matériau présentant des phénomènes de retrait-gonflement.

Les flux de radon étant extrêmement variables, ils sont représentés sur des périodes de temps plus courtes. Seuls les flux de radon mesurés sur le résidu de la *case 1* – moins bruités que ceux mesurés sur la *case 2* (perte d'étanchéité du *robot-flux*) – et de la *stalle* sont donnés ici. On constate ainsi que les flux calculés et mesurés sont très proches à la fois en moyenne – les premiers sont deux fois plus forts que les seconds (Tab. 4 – 10) – et pendant les phases transitoires d'infiltration et de drainage. Conformément à ce qui est apparu au cours de l'analyse des suctions, le séchage en surface semble légèrement surestimé par la simulation.

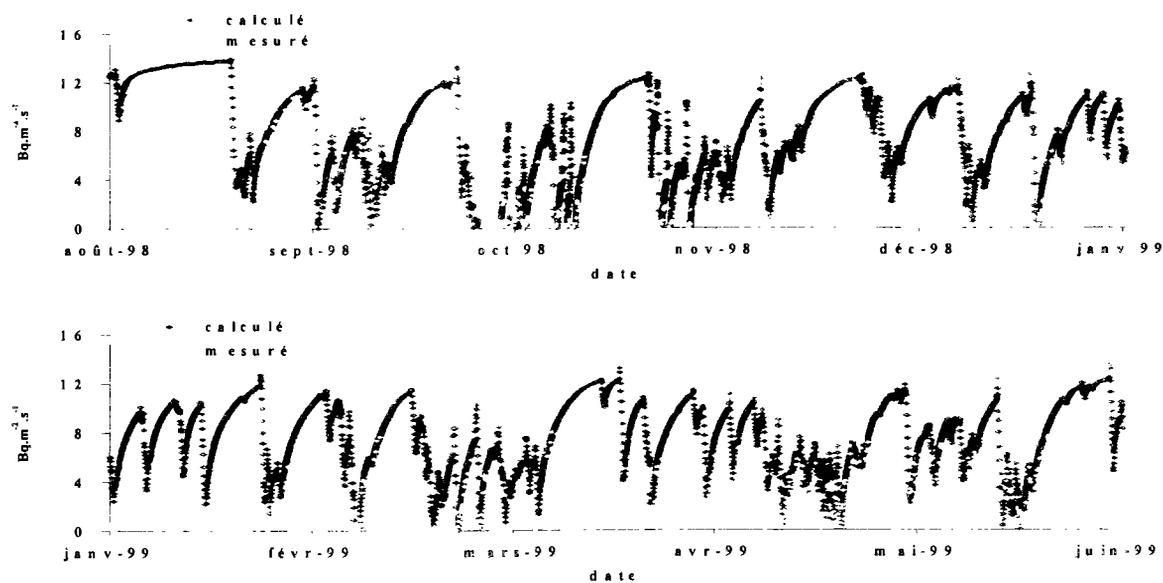
---

<sup>4</sup> ce type de signal ayant été observé au début de l'instrumentation sur la mesure de radon à 50 cm de profondeur, la sonde correspondante a été réimplantée et de telles variations ne sont plus apparues

(a) *Case 1*



(b) *Stalle*



**Figure 4 – 17:** Flux de radon mesurés et calculés de août 1998 à mai 1999 inclus ; (a) *case 1* ; (b) *stalle*

**Table 4 – 10 : Moyennes des flux de radon calculés et mesurés sur le résidu, pour les différentes périodes représentées**

Période	Case 1		Stalle		Case 2	
	<i>calculé</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>mesuré</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>calculé</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>mesuré</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>calculé</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>mesuré</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$
août 1998 à janvier 1999	7	3	7	4	7	4
janvier 1999 à juin 1999	8	4	8	3	6	4

### 2.2.3 Conclusion

L'accord entre les pressions capillaires calculées et mesurées en continu dans le résidu est relativement bon, excepté pendant les périodes de forte évaporation. Cependant, les effets de celle-ci semble amplifiés par le système de mesures.

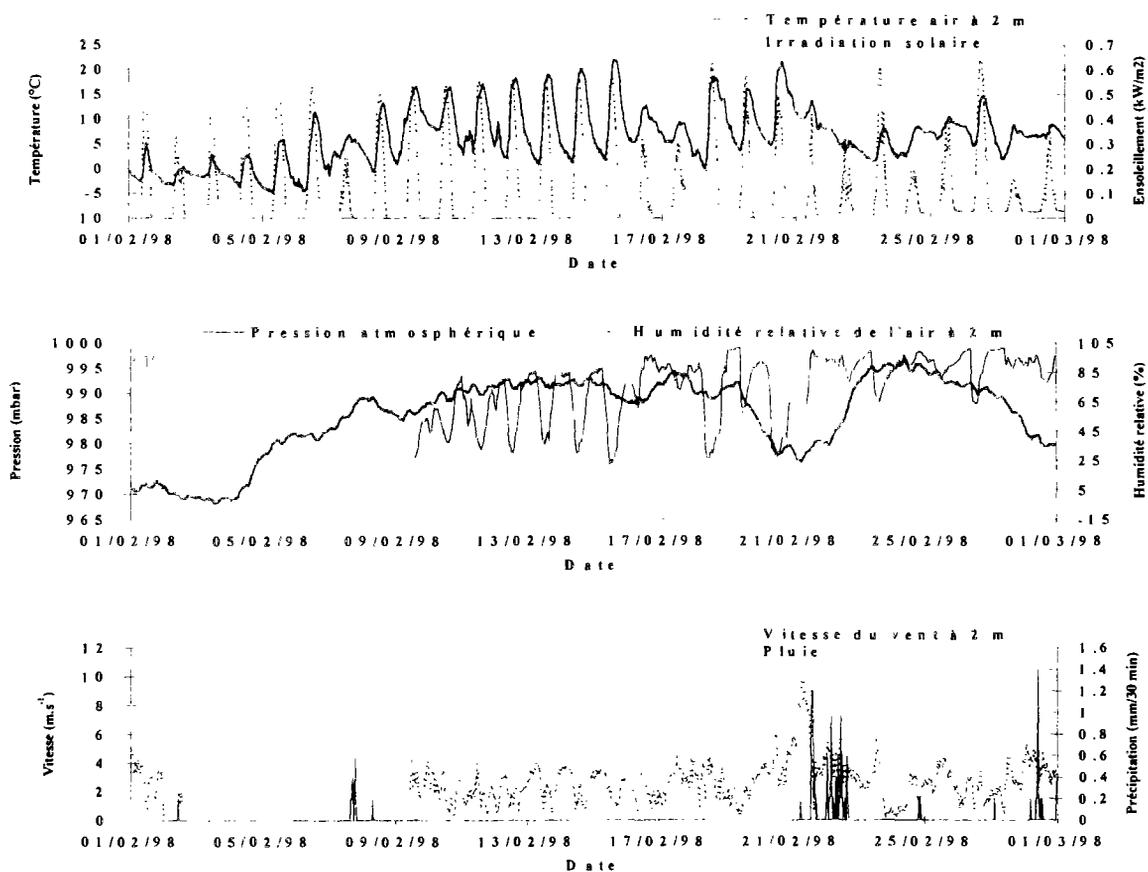
Les écarts, un peu plus importants, observés entre les niveaux moyens des concentrations de radon simulées et mesurées en profondeur, loin de la limite inférieure, peuvent être expliqués par une légère surestimation de la teneur en eau totale de la colonne de résidu par le calcul. Le modèle de transport du radon développé ne permet pas de comprendre la concentration de radon mesurée dans la phase gazeuse du résidu à 25 cm de profondeur. Ses variations et son niveau moyen très faible, semblent cependant liés à un artefact de mesure : ils peuvent être expliqués par la dilution du radon présent dans la phase gazeuse du résidu avec l'air extérieur, à travers la fissuration qui se développe le long du corps de la sonde en contact avec la surface. En effet, les flux de radon calculés sont très proches de ceux mesurés à la fois en moyenne et pendant les phases transitoires.

En conclusion, *TRACI* reproduit de façon satisfaisante l'évolution des concentrations de radon dans la phase gazeuse du résidu et de façon plus remarquable, l'évolution des flux de radon à sa surface, en fonction des conditions météorologiques. Si on excepte les problèmes de mesures et d'interprétation liés à l'apparition de nombreuses fissures dans le milieu, le cas étudié est relativement simple car le matériau est assez bien connu et ses caractéristiques homogènes sur toute la hauteur. Nous pouvons désormais nous intéresser aux résultats de *TRACI* pour un stockage de résidus recouvert, caractérisé très sommairement.

### 3. LE MATERIAU DE COUVERTURE

#### 3.1. Les études comparatives sur un mois de mesures

Une démarche identique à celle effectuée sur le résidu est appliquée à l'étude du matériau de couverture sur les *sites 1* et *2* du stockage de *Lavaugrasse*. Ces derniers sont instrumentés depuis janvier 1998. Le mois de février 1998 est choisi pour l'analyse car il présente les caractéristiques requises dans cette première étape. Une période sèche et relativement chaude s'étend ainsi du 9 au 21. Elle présente des variations diurnes aussi marquées que celles observées en août 1998. Elle est suivie de quelques épisodes pluvieux de faible intensité (Fig. 4 – 18).



**Figure 4 – 18 : Données météorologiques recueillies sur le site 1 au mois de février 1998**

Les observations sont très différentes d'un site à l'autre. Aussi l'analyse détaillée des résultats obtenus sur le mois de février 1998 est-elle réalisée sur chaque site expérimental.

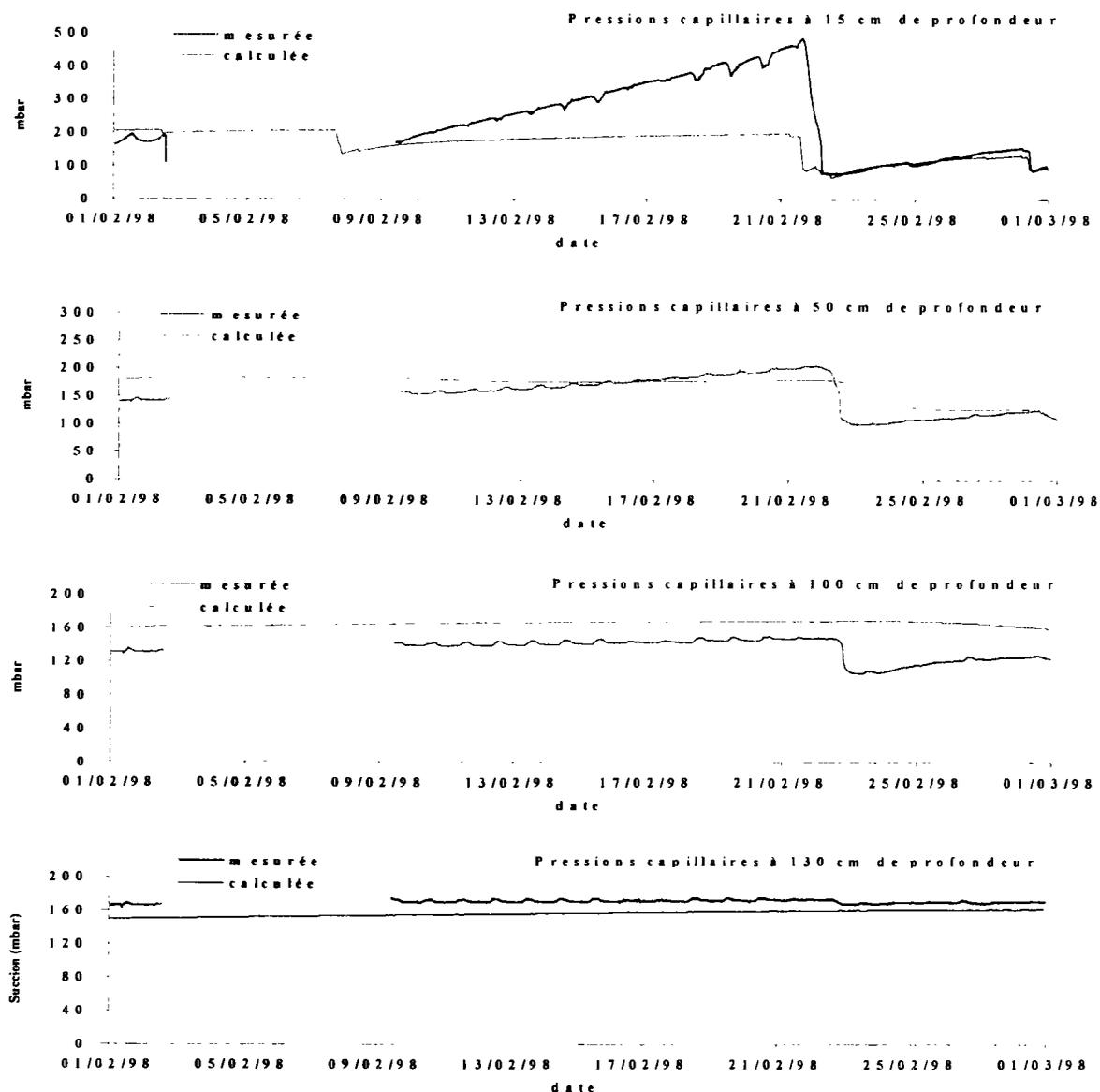
##### 3.1.1 Les écoulements

Le problème de saturation du signal des sondes capacitatives n'apparaît pas dans ce type de matériau, peu argileux. L'étalonnage en laboratoire, réalisé sur un échantillon de matériau de couverture prélevé sur chaque site, montre que la relation entre la permittivité et la teneur

en eau exprimée en pourcentage, est quasi-linéaire. La permittivité mesurée est ainsi assimilée à la teneur en eau du matériau dans les raisonnements qui suivent.

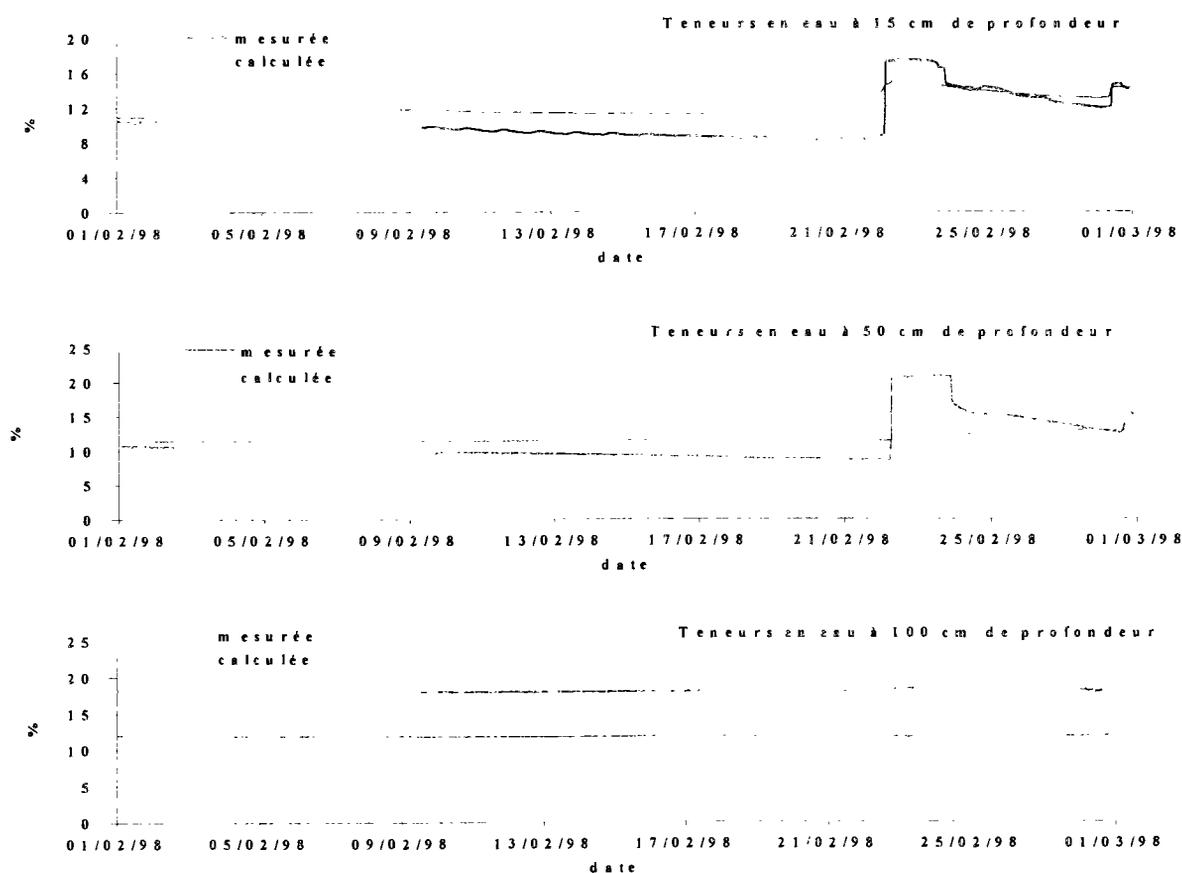
• Site 1

Les figures 4 – 19 et 4 – 20 représentent les pressions capillaires et les teneurs en eau, calculées et mesurées dans le matériau de couverture aux différentes profondeurs. Les simulations sont effectuées à partir des données d'entrée décrites dans la table 4 – 8.



**Figure 4 – 19 : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le site 1 à chaque profondeur (février 1998)**

Les succions calculées aux différentes profondeurs sont proches, sur la période de temps étudiée, de celles mesurées. Cependant, à 15 cm sous la surface, la succion calculée pendant la période sèche reste très inférieure à celle mesurée car l'évaporation, dont l'effet sur les pressions capillaires peut être important en surface, n'est pas prise en compte dans le calcul. De façon moins marquée que ce qui est observé sur le résidu, les variations des succions calculées suite à l'infiltration de l'eau de pluie s'atténuent plus vite avec la profondeur que celles mesurées. Il est possible que cette évolution aussi marquée en profondeur soit à nouveau liée à l'existence d'un faible écoulement préférentiel le long des tensiomètres, qui débouchent tous à la surface.



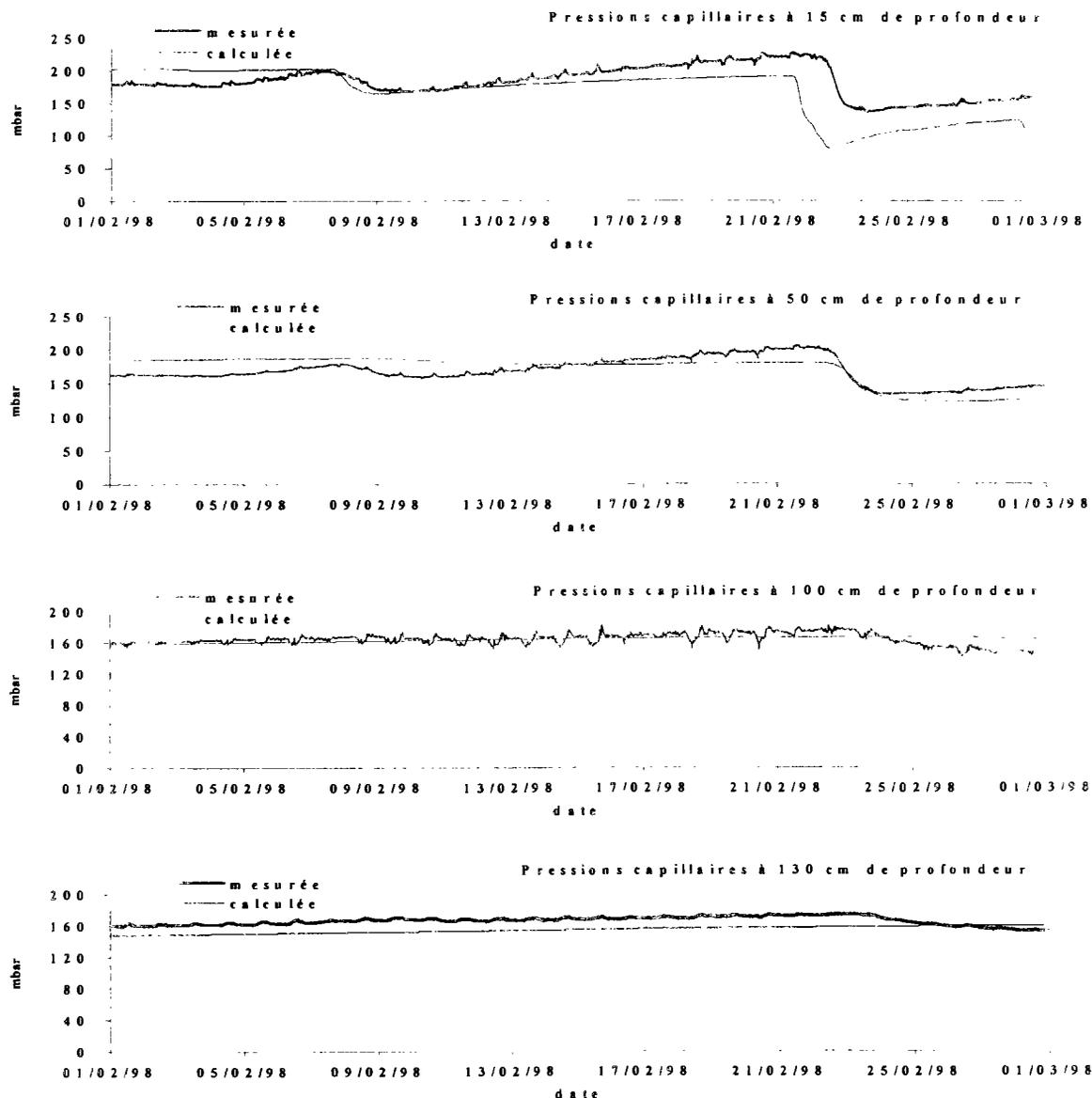
**Figure 4 - 20 : Teneurs en eau du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le *site 1*, à chaque profondeur (février 1998)**

En moyenne, les teneurs en eau calculées à 15 cm et 50 cm de profondeur sont légèrement plus fortes que celles mesurées. Les résultats du modèle restent cependant satisfaisants au regard des incertitudes existant sur la mesure de permittivité. A 100 cm de profondeur, l'écart est plus important, la teneur en eau calculée étant cette fois plus faible que celle mesurée (calculée– mesurée  $\approx -5\%$ ). Cet écart peut être lié à la présence d'une couche de matériau de nature plus argileuse en profondeur, qui est une conséquence du lessivage des fines dans un matériau de nature très grossière – 50 % en masse des particules ont une taille supérieure à 2 cm.

Par ailleurs, les variations des teneurs en eau mesurées lors du passage de l'eau de pluie, ne s'atténuent pas avec la profondeur dans les premiers 50 cm de sol. Or, on observe sur le terrain, que le matériau, une fois décompacté lors de l'implantation des sondes, ne se referme pas sur celles-ci. L'absence d'atténuation du signal avec la profondeur, déjà observé sur les tensiomètres, peut alors être imputable à ce phénomène qui favorise les écoulements préférentiels le long du corps de la sonde. Pour atténuer cet effet, les sondes capacitatives sont par la suite complètement enterrées (ce qui est impossible à réaliser pour les tensiomètres).

- Site 2

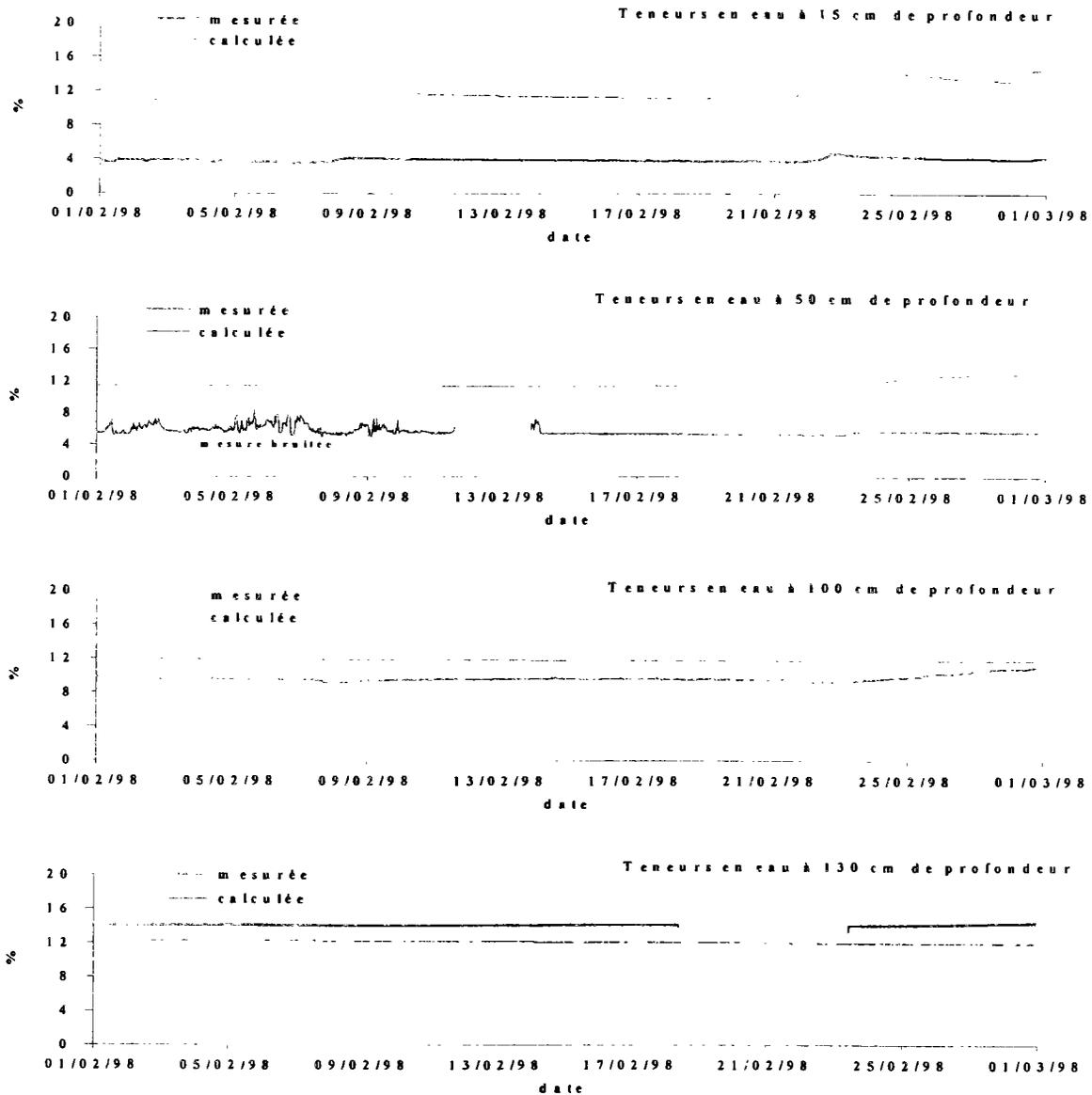
Les figures 4 – 21 et 4 – 22 représentent les pressions capillaires et les teneurs en eau mesurées et calculées dans le matériau de couverture sur le *site 2*. Les données d'entrée utilisées pour les simulations sont celles décrites dans la table 4 – 9.



**Figure 4 – 21 : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le site 2 à chaque profondeur (février 1998)**

Les écarts entre les pressions capillaires calculées et mesurées sur le *site 2* sont très petits. La succion mesurée à la surface reste faible même pendant la période d'évaporation ce qui dénote un comportement moins argileux du matériau ou/et une meilleure implantation des sondes sur le *site 2* que sur le *site 1*. La succion calculée à 15 cm de profondeur est légèrement en avance par rapport à celle mesurée, car l'état de succion du matériau à la surface étant légèrement sous estimé par le calcul, la perméabilité relative à l'eau,  $k_{r1}(h)$ , est surestimée par rapport à la réalité (§ 1.3.2)

Au cours de l'implantation des sondes, nous avons constaté qu'il existe à la surface de ce site, une couche de remblai sableux, peu compacté, d'une épaisseur comprise entre 50 et 70 cm. Elle a grandement facilité la mise en place des sondes par rapport au *site 1* et permis de limiter les artefacts de mesures possibles.



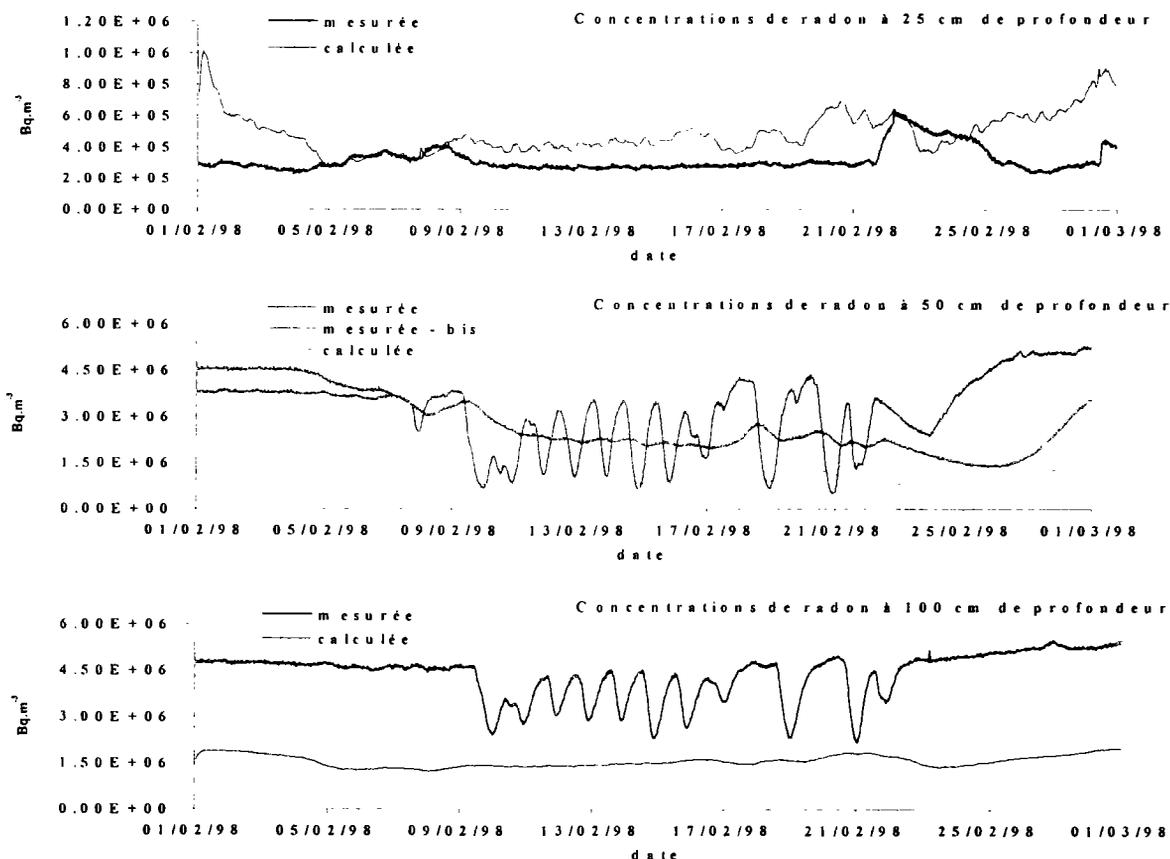
**Figure 4 – 22 : Teneurs en eau du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le *site 2* à chaque profondeur (février 1998)**

Alors que les succions calculées et mesurées à 15 cm et 50 cm de profondeur sont très proches, les teneurs en eau calculées aux mêmes profondeurs sont deux à trois fois plus élevées que celles mesurées. Ces écarts montrent les insuffisances de l'utilisation de l'analyse texturale – et non structurale – pour caractériser le comportement hydrique du matériau.

### 3.1.2 Le transport du radon

#### • Site 1

Les concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture mesurées sur le *site 1* et les valeurs calculées sont représentées sur la figure 4 – 23.



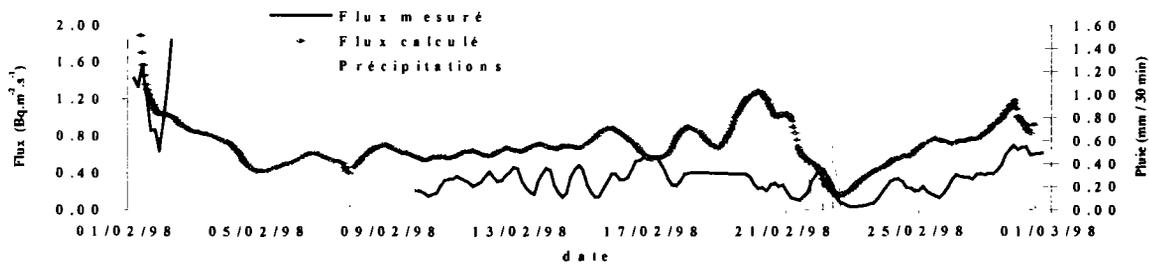
**Figure 4 – 23 : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le *site 1* à chaque profondeur (février 1998)**

La concentration de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture calculée à 25 cm de profondeur est, en valeur moyenne, peu éloignée de celle mesurée. L'analyse de ses variations montre qu'elle est assez fortement anti-corrélée à la pression atmosphérique, dont l'influence est aussi forte que les pluies de faible intensité du 21 février (voir *fig. 4 – 18*). Un tel effet de la pression atmosphérique n'apparaît pas sur le signal mesuré. Il est lié à l'existence d'une discontinuité des perméabilités à l'interface de la couche de résidu et du matériau de couverture. Il n'apparaît pas dans la réalité car la perméabilité de la couche de couverture est vraisemblablement plus faible en profondeur que celle introduite dans le calcul – celle-ci reposant sur une caractérisation de surface.

Les valeurs des concentrations de radon calculées à 50 cm et 100 cm de profondeur sont en moyenne deux à trois fois plus faibles que celles mesurées. Une sous-estimation du même ordre sur la teneur en radium moyenne du matériau, générerait le même écart sur la concentration de radon calculée à 25 cm de profondeur. Cet écart est plus probablement lié à une teneur en eau calculée en profondeur (à 100 cm) plus faible que celle mesurée, conduisant ainsi à des concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau plus faibles.

Il faut noter ici que les concentrations de radon mesurées à 50 cm et 100 cm de profondeur montrent des variations diurnes très importantes pendant la période sèche alors que ces dernières n'apparaissent pas sur le signal enregistré à 25 cm de profondeur. Une seconde sonde, implantée à 50 cm de profondeur, ne montre pas de telles variations et son signal correspond au niveau moyen journalier donné par la première sonde. L'apparition de variations diurnes à de telles profondeurs, dues au développement d'une convection thermique, révèle une connexion importante du volume de mesure avec l'air extérieur, liée à une mauvaise implantation des sondes. Après réimplantation de celles-ci, ces variations diurnes ne sont plus observées. Cependant, il est vraisemblable que le matériau, de nature très grossière, reste localement perturbé par l'implantation des têtes *Barasol*. Il faut ainsi se montrer prudent quant à l'interprétation des phénomènes transitoires observés, en particulier, aux fortes profondeurs.

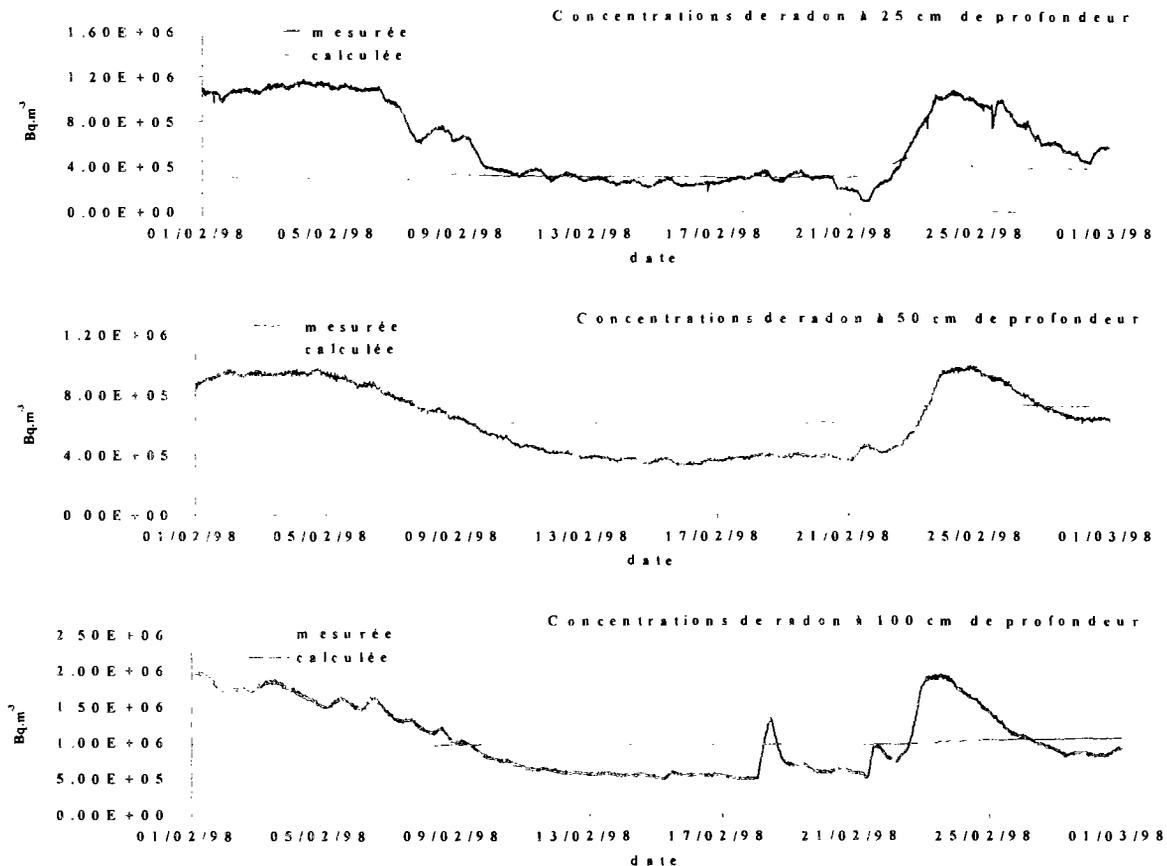
Les flux calculés et mesurés sont proches car ils reposent essentiellement sur les caractéristiques de la couche de surface qui semblent bien représentées sur le *site 1* par l'analyse texturale (Fig. 4 – 24). Aussi pouvons-nous nous contenter de celle-ci pour réaliser l'étude des écoulements et du transport sur une année complète de mesures.



**Figure 4 – 24 : Flux de radon mesurés et calculés sur la couverture, sur le *site 1* (février 1998)**

• Site 2

La figure 4 – 25 représente les concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau, mesurées et calculées aux différentes profondeurs sur le *site 2*.



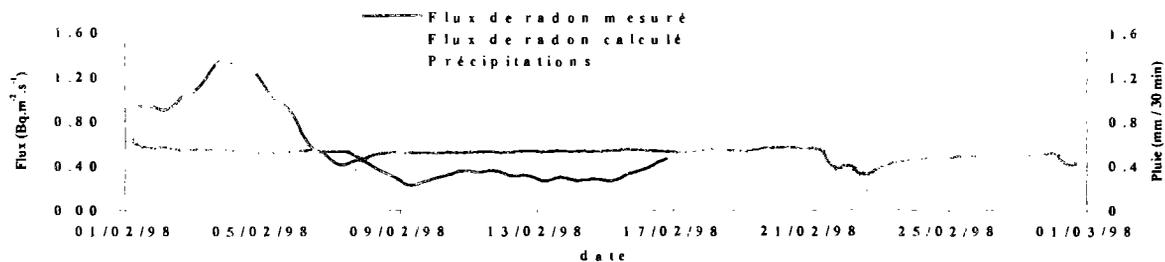
**Figure 4 – 25 : Concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le *site 2* à chaque profondeur (février 1998)**

Remarquons, dans un premier temps, que les régimes transitoires des concentrations de radon mesurées dans le matériau de couverture sur le *site 2* sont très différents de ceux observés sur le *site 1*. En effet, les concentrations de radon aux différentes profondeurs y diminuent de façon marquée pendant la période sèche et augmentent fortement après les pluies, bien que ces dernières soient de faible intensité. Ces variations surviennent quasi-simultanément à toutes les profondeurs.

La forte corrélation entre eux des signaux enregistrés et l'absence de variation diurne indiquent que les phénomènes observés ne peuvent être liés à une mauvaise implantation des sondes. Ceci est d'autant plus probable que des écarts analogues à ceux observés entre les concentrations de radon calculées et mesurées apparaissent entre les flux de radon calculés et mesurés (Fig. 4 – 26). Il faut noter que les concentrations de radon calculées dans la phase gazeuse du matériau de couverture considéré comme homogène sur toute sa hauteur – la

couche de résidu n'est pas prise en compte dans le calcul – sont régies par le mécanisme de diffusion, qui dépend fortement du profil hydrique. Elles varient ainsi très peu car les teneurs en eau calculées – mais aussi mesurées – sont quasi constantes sur la période de temps étudiée.

Ainsi, les simulations effectuées sur une colonne de sol homogène ne permettent pas de comprendre les régimes transitoires observés sur le *site 2*. Cependant, les valeurs moyennes obtenues sont proches de celles observées.



**Figure 4 - 26 : Flux de radon mesurés et calculés sur la couverture, sur le *site 2* (février 1998)**

### 3.1.3 Conclusion

L'objectif de la validation est de montrer d'une part, que le modèle de transport du radon *TRACI* permet de comprendre et approcher les signaux observés et d'autre part, qu'une caractérisation simplifiée du matériau, basée sur son analyse texturale, est suffisante pour prédire les flux de radon à sa surface.

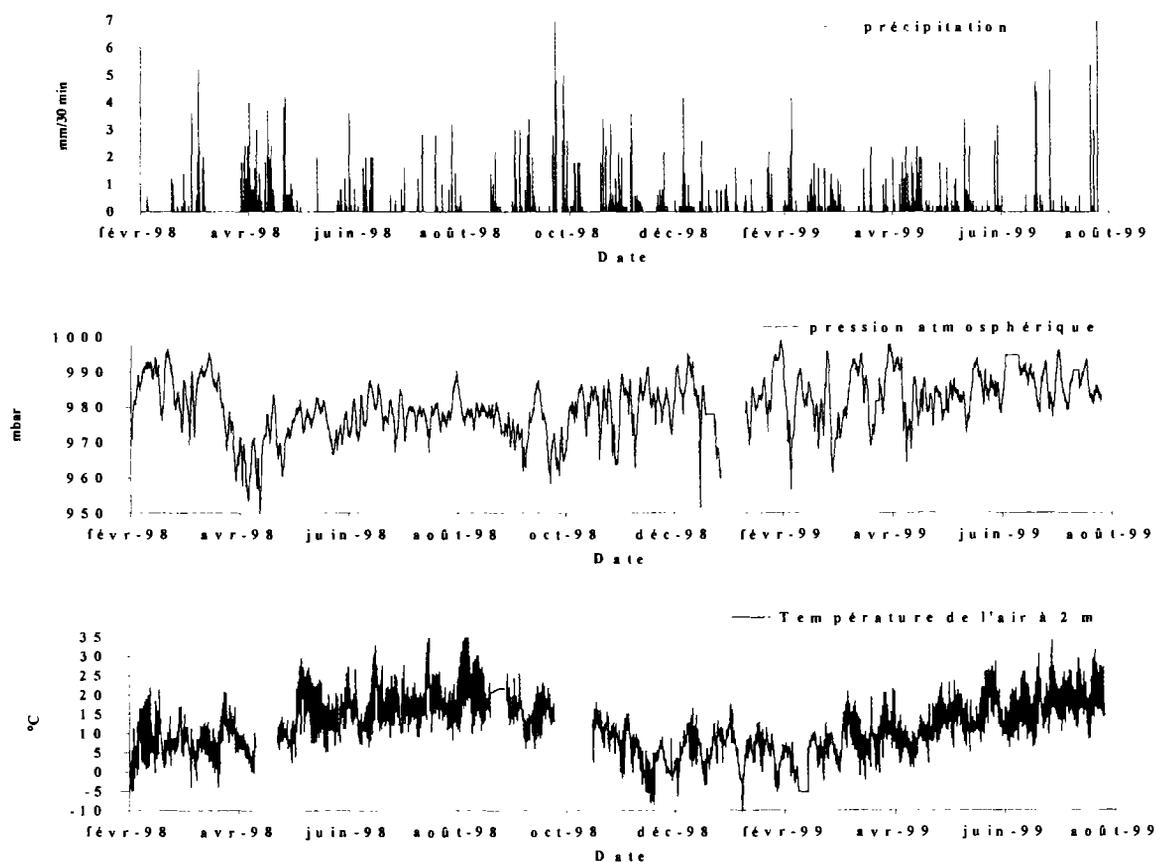
L'étude réalisée dans le matériau de couverture sur le *site 1* fait apparaître des écarts généralement faibles entre les variables simulées et observées. Même si les écarts sont plus forts entre les concentrations mesurées et calculées, ils restent peu importants au regard des incertitudes existant sur les propriétés de la couverture et sur les artefacts de mesure. Nous en concluons que les informations issues de la caractérisation en surface du matériau de couverture permettent de calculer de façon satisfaisante les écoulements et le transport du radon à la surface du stockage sur *le site 1*, à l'aide du modèle développé.

Les écarts entre les résultats des simulations et les mesures sont par contre plus importants sur le *site 2*. L'analyse du profil hydrique mesuré révèle la présence de deux couches de matériau de caractéristiques hydriques différentes, confirmant ce qui est observé sur le terrain. La prise en compte des informations recueillies sur le *site 2* en corrélant les pressions capillaires et les teneurs en eau mesurées aux différentes profondeurs pour en déduire  $h(\theta)$ , permet d'obtenir un profil hydrique proche de celui mesuré. Cependant, elle ne permet pas de comprendre les régimes transitoires des concentrations de radon mesurées.

Les divergences entre les concentrations de radon calculées et mesurées sur le *site 2* sont difficiles à comprendre à partir des informations de surface dont on dispose sur la couche de couverture. Cependant, ce sont les seules auxquelles on a facilement accès sur un stockage réel. C'est pourquoi nous nous contenterons des données issues de l'analyse texturale pour étudier et tenter de comprendre les phénomènes transitoires observés sur une plus grande échelle de temps. Ce choix, très pénalisant, conduit à montrer dans quelle mesure ces informations sont suffisantes pour estimer les flux de radon à la surface d'une couverture. Néanmoins, il est plus difficile de discerner les faiblesses du modèle et leurs origines des défauts de la caractérisation adoptée.

### 3.2. Les études comparatives sur 18 mois de mesures

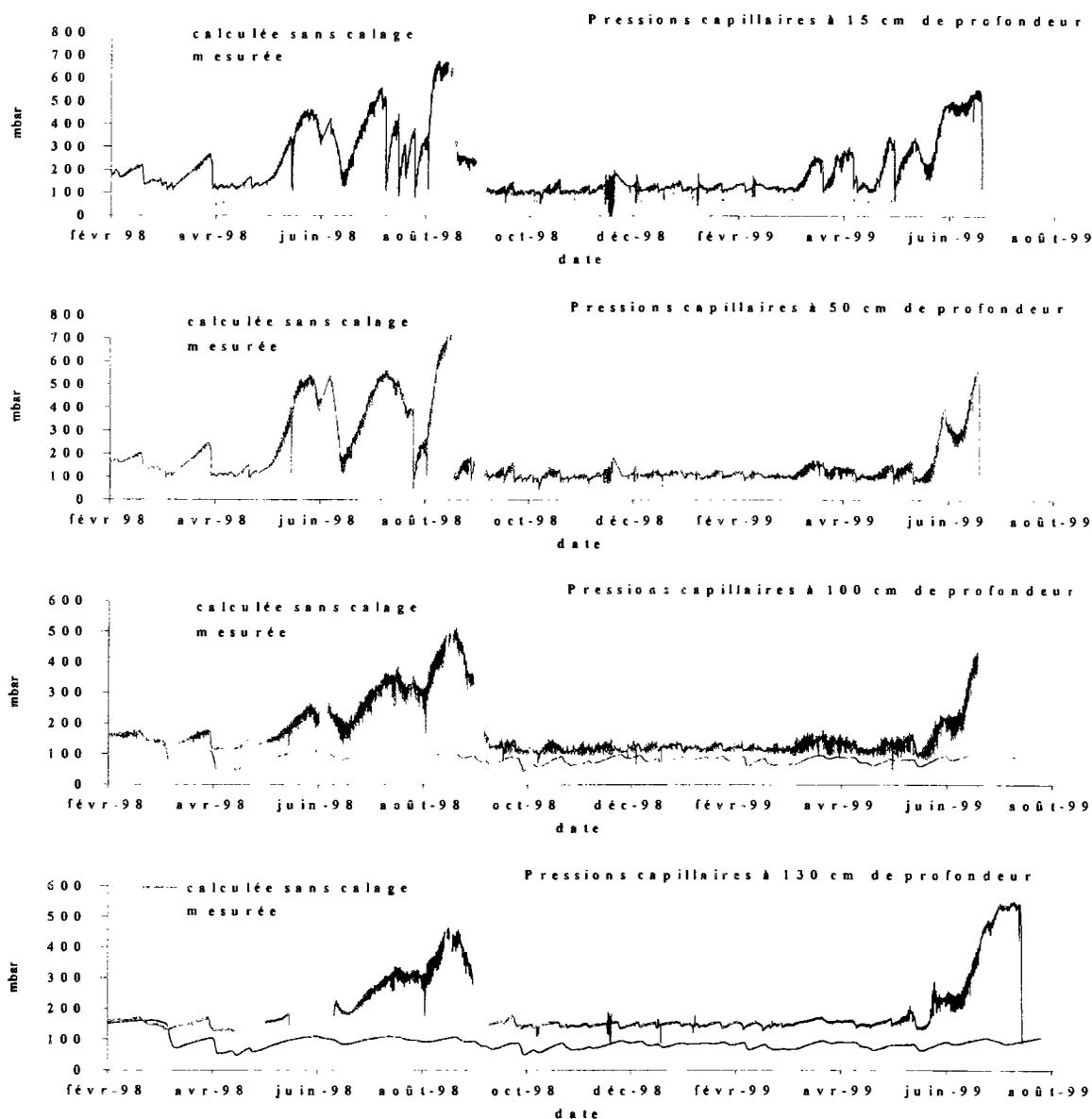
Les données météorologiques sont reproduites sur la figure 4 – 27 pour la période de temps étudiée, qui s'étend de février 1998 à juillet 1999 inclus.



**Figure : 4 – 27 : Données météorologiques enregistrées sur le *site 1*, de février 1998 à juillet 1999 inclus**

### 3.2.1 Les écoulements

Remarquons d'abord que les caractéristiques hydriques de la couche de couverture utilisées pour les simulations sur le *site 1* et le *site 2* sont identiques et que les profils de pressions capillaires et de teneurs en eau calculés dans les deux premiers mètres sous la surface, sont peu affectés par la position de la nappe située au delà de quatre mètres de profondeur. Les pressions capillaires mesurées sur les deux sites étant très proches, seuls les résultats obtenus sur le *site 2*, pour lequel un plus grand nombre de mesures est disponible, sont représentés sur la figure 4 – 28.

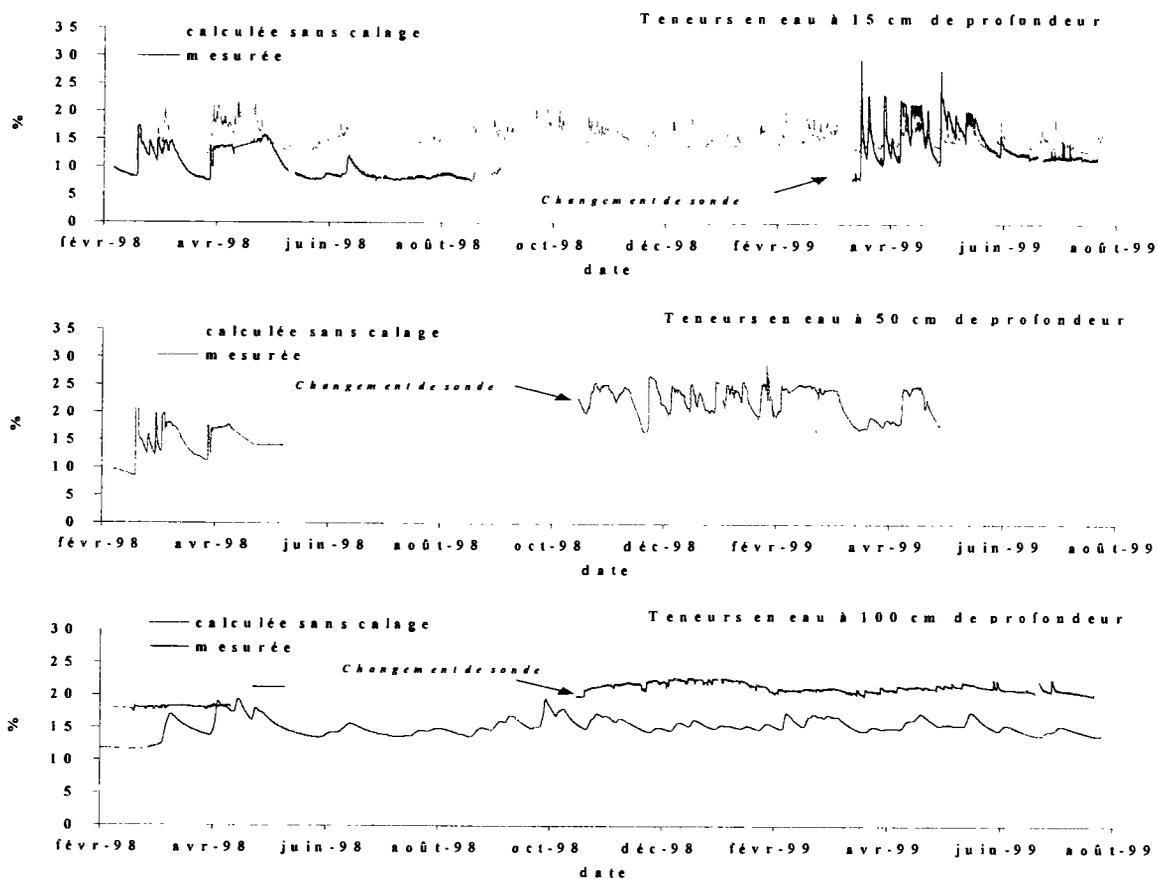


**Figure 4 – 28 : Pressions capillaires dans le matériau de couverture, mesurées et calculées sur le site 2 à chaque profondeur (février 1998 à juillet 1999)**

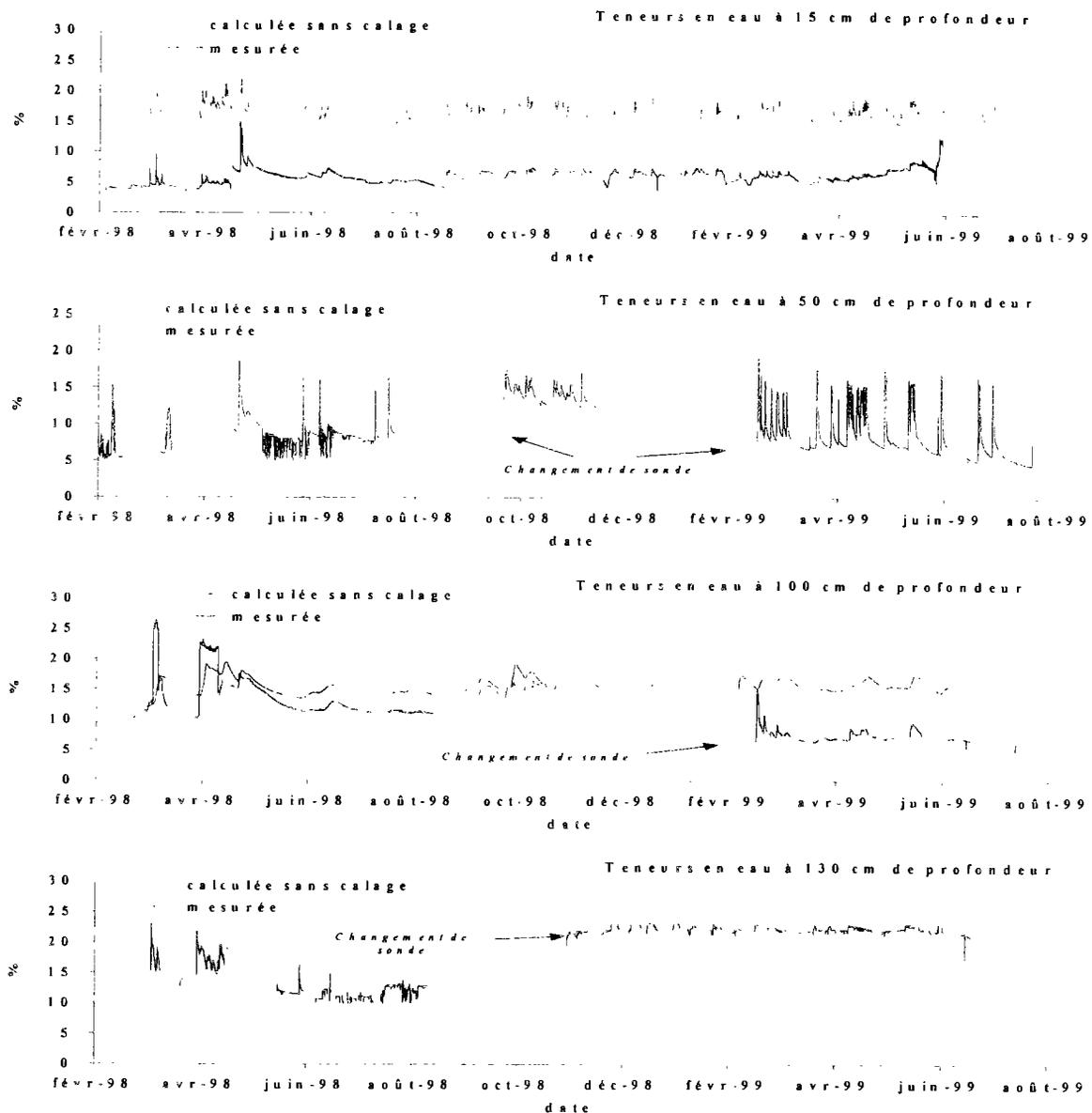
Les écarts mis en évidence au cours de l'analyse réalisée sur le mois de février 1998, apparaissent à nouveau ici. Ainsi, l'évaporation étant négligée dans les simulations, les pressions capillaires sont systématiquement sous-estimées par le calcul pendant les longues périodes de sécheresse. Cet effet qui s'atténue peu avec la profondeur, est probablement amplifié par le développement d'écoulements préférentiels le long des tensiomètres. Pendant la période hivernale, les écarts entre les pressions capillaires calculées et mesurées restent très faibles à toutes les profondeurs, en moyenne et pendant les régimes transitoires.

Alors que les profils de teneurs en eau calculés sur chaque site sont identiques, les profils mesurés sont très différents (Fig. 4 – 29).

(a) Site 1



(b) Site 2



**Figure 4 – 29 : Teneurs en eau calculées et mesurées dans le matériau de couverture à chaque profondeur sur les sites 1 et 2 (février 1998 à juillet 1999)**

Sur le *site 1*, l'écart entre les teneurs en eau calculées et mesurées est, en moyenne sur la période de temps étudiée, +5 % ou -5 % selon la profondeur. Elles sont ainsi légèrement surestimées en surface et sous-estimées en profondeur. Ces écarts semblent liés à une légère stratification du matériau de couverture qui, suite au lessivage des fines particules, devient plus argileux en profondeur, hypothèse déjà évoquée au cours de l'analyse sur un mois. En outre, on constate que chaque changement de sonde entraîne un décalage de la mesure de quelques %, valeurs semblables aux écarts observés entre la mesure et le calcul.

Sur le *site 2*, les différences entre les teneurs en eau mesurées et calculées sont plus importantes, notamment en surface : les teneurs en eau calculées à 15 cm et 50 cm de profondeur sont, en moyenne sur la période de temps étudiée, très supérieures à celles mesurées aux mêmes profondeurs ( $\Delta\theta \approx +10\%$ ). Par contre, selon les changements de sonde, les teneurs en eau calculées à 100 cm et 130 cm de profondeur sont plus ou moins proches de celles mesurées. Les écarts observés à ces profondeurs peuvent ainsi être imputés à un défaut d'implantation ou à un dysfonctionnement de la sonde. Notons que les variations des teneurs en eau mesurées entre 15 cm et 50 cm de profondeur ne peuvent être expliquées par un modèle d'écoulement purement vertical.

Dans tous les cas, il faut se montrer prudent quant à l'interprétation des mesures de permittivité dans ce type de matériau de granulométrie très étendue. Avec la présence en grand nombre de cailloux ( $> 2$  cm) et de blocs, il est possible que le volume de mesure de ce type de sonde soit inférieur au *V.E.R* du matériau étudié (la zone d'influence de la sonde donnée par le fabricant est de 25 à 30 mm).

### 3.2.2 *Le transport du radon*

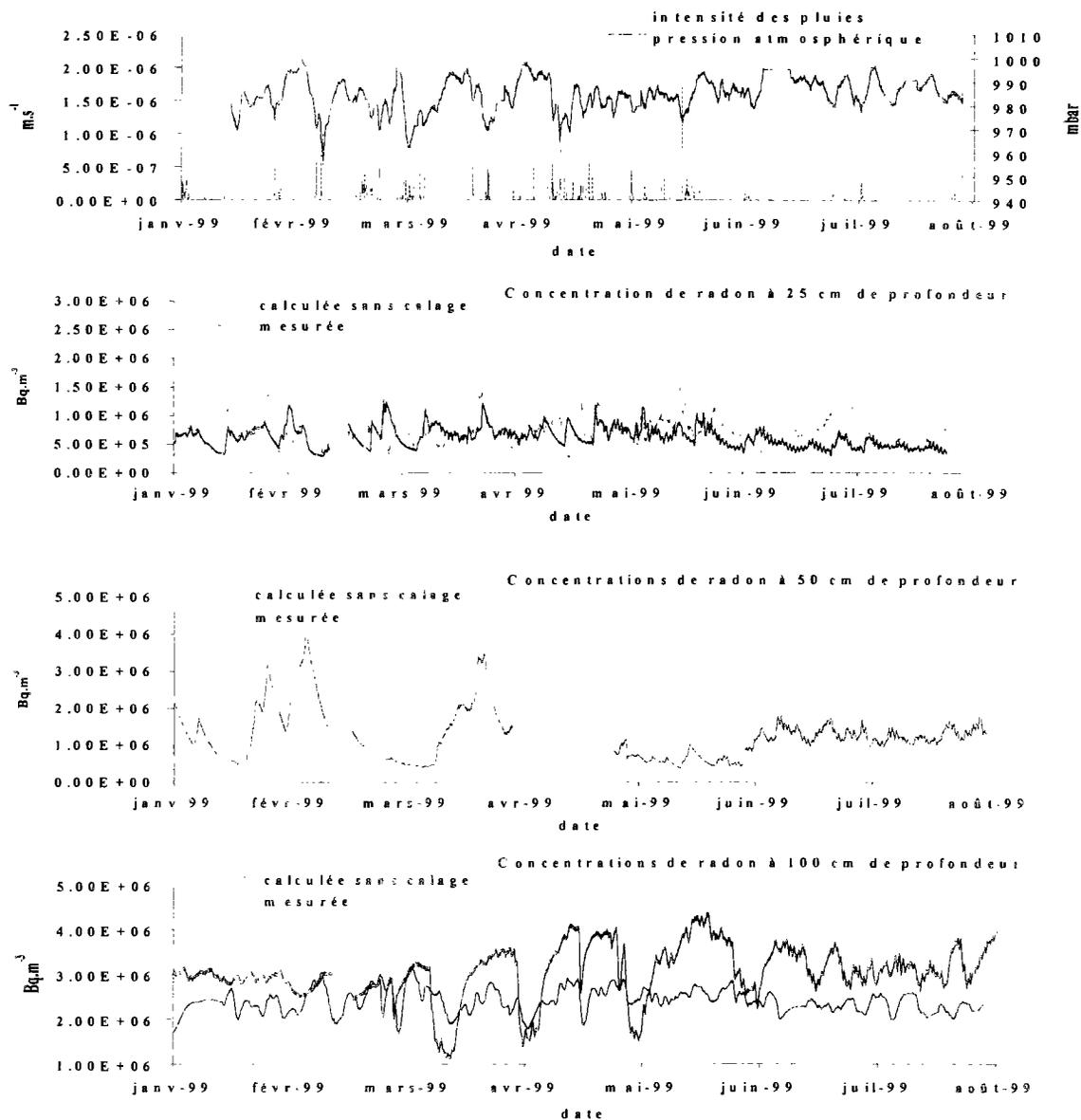
Les concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, calculées sur les deux sites, ne sont pas identiques car d'une part, la couche de résidu n'est pas prise en compte sur le *site 2*, alors qu'elle l'est sur le *site 1*, et d'autre part, le terme source dans le matériau de couverture est plus faible sur le *site 2* que sur le *site 1*. Remarquons que les concentrations de radon observées sur chacun des sites sont aussi très différentes. L'analyse du transport est réalisée pour chaque site expérimental.

Par ailleurs, les concentrations et les flux de radon observés et calculés étant extrêmement variables, ils sont représentés sur une échelle de temps plus petite afin d'améliorer la lisibilité des résultats et leur interprétation.

Les données météorologiques servant de conditions limites à *TRACI* sont rappelées chaque fois sur la période temps étudiée pour faciliter la compréhension des phénomènes transitoires observés et calculés.

#### • Site 1

Les concentrations de radon mesurées et calculées dans la phase gazeuse du matériau de couverture sur le *site 1*, sont représentées sur la figure 4 – 30, de décembre 1998 à juillet 1999, inclus. Notons que les écarts entre le modèle et la mesure apparaissant pendant cette période, se reproduisent sur les autres mois.



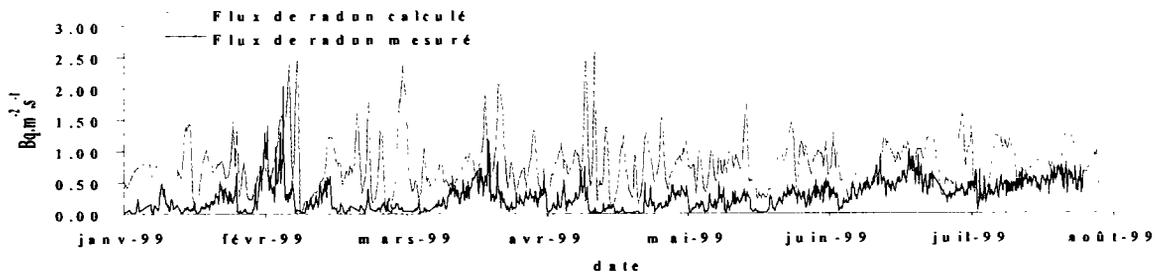
**Figure 4 – 30 : Conditions limites à la surface et concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture, mesurées et calculées sur le site 1, à chaque profondeur (janvier à juillet 1999)**

De manière générale, les concentrations de radon calculées varient plus rapidement et moins fortement, que celles mesurées à toutes les profondeurs. Ceci est lié à une conductivité hydraulique utilisée dans le calcul plus forte que celle de la couverture réelle. De façon analogue à ce qui est observé au cours de l'analyse sur un mois de mesures, on constate que le moteur de variation est dominé par un flux advectif généré par les changements de la pression atmosphérique alors que cet effet n'apparaît sur les concentrations mesurées, ces dernières ne réagissant qu'aux précipitations.

La concentration de radon mesurée à 50 cm de profondeur affiche des variations très marquées pendant les périodes de pluie au regard de celle mesurée à 25 cm de profondeur.

Ces variations restent importantes à 1 m et légèrement plus fortes que celles calculées. Il est possible que les variations observées à de telles profondeurs soient liées, d'une part à la perturbation induite dans le milieu lors de la mise en place des sondes, déjà évoquée précédemment, d'autre part à la nature très grossière et hétérogène du matériau (existence de cavités dans le volume de mesure). On constate cependant que les niveaux moyens calculés et mesurés sont proches.

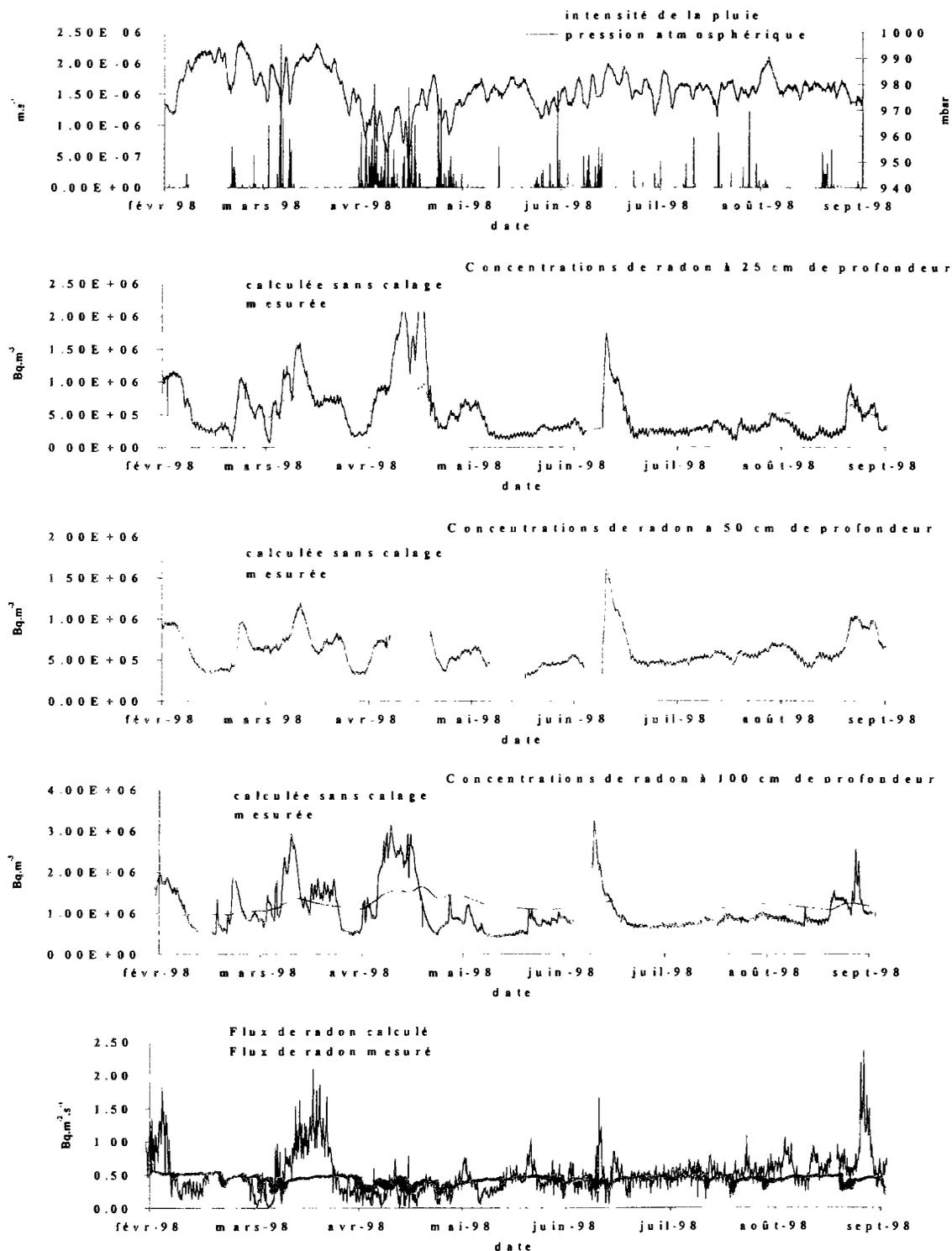
Les écarts entre les flux de radon calculés et mesurés sont logiquement similaires à ceux déjà observés entre les concentrations de radon calculées et mesurées à 25 cm de profondeur, dont ils découlent (Fig. 4 – 31). Ils confirment une surestimation globale de la perméabilité du matériau de couverture sur le *site 1* et, ainsi, l'existence d'écoulement préférentiel le long des tensiomètres (Tab. 4 – 11).



**Figure 4 – 31 : Flux de radon sur la couverture de *Lavaugrasse*, mesurés et calculés sur le *site 1* (janvier à juillet 1999)**

• *Site 2*

Les concentrations et les flux de radon mesurés et calculés sont représentés de février 1998 à août 1998 inclus, sur la figure 4 – 32, avec les précipitations et pressions atmosphériques enregistrées sur le *site 1* pendant la même période.



**Figure 4 – 32 :** Conditions limites à la surface, concentrations de radon dans la phase gazeuse du matériau de couverture à chaque profondeur et flux de radon à la surface, mesurés et calculés sur le site 2 (février à août 1998)

On constate ainsi que les variations des concentrations calculées sont en phase avec celles des concentrations de radon mesurées. Cependant, l'amplitude de variation des premières reste très inférieure à celle des secondes. Des variations importantes du signal mesuré sont ainsi observées à toutes les profondeurs à la fois pendant les périodes d'infiltration et de drainage. Elles sont quasiment synchrones entre elles. Les divergences observées, qui apparaissent sur les 18 mois d'acquisition, ne sont pas liées à des artefacts de mesure car elles sont parfaitement corrélées entre elles et apparaissent aussi sur les flux de radon. Ces phénomènes, déjà constatés au cours de l'analyse réalisée sur le mois de février 1998, sont ainsi répétables sur une plus longue période de temps et semblent ne pouvoir être expliqués par la modélisation adoptée. Notons que la prise en compte dans les simulations du niveau de la nappe enregistré en juin 99 sur le *site 2* ne permet pas d'expliquer l'amplitude de variations des signaux observés ce même mois.

L'analyse des valeurs mesurées montre que les gradients de concentrations de radon verticaux sont extrêmement faibles sur le *site 2*. Aussi, des mouvements ascendants du gaz dans les pores du milieu ne peuvent-ils pas provoquer d'enrichissement en radon de la phase gazeuse du matériau. La migration du radon par advection verticale ne permet pas d'expliquer les bouffées de concentrations et de flux de radon observées. Il apparaît ainsi que la migration du radon dans le matériau de couverture sur le *site 2*, n'est pas contrôlée par des gradients de concentrations verticaux mais par les gradients horizontaux. Ceux-ci semblent créés par la répartition de la source de radium autour de ce site expérimental (situé en bordure du stockage) et la présence d'une couche superficielle extrêmement drainante sur cette partie du stockage. Dans une telle configuration, on se situe en dehors du domaine de validité du code de calcul *TRACI*, qui ne peut alors reproduire les régimes transitoires observés. Cependant, les concentrations et les flux de radon calculés restent représentatifs de ceux mesurés en moyenne, à condition d'utiliser une teneur en radium légèrement supérieure à la valeur moyenne mesurée autour du *site 2* – cette valeur prend en compte artificiellement la dispersion géographique de la source (Tab. 4 – 11).

**Table 4 – 11 : Moyenne annuelle des flux de radon calculés et mesurés sur le matériau de couverture**

Période	Site 1		Site 2	
	<i>calculé</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>mesuré</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>calculé</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$	<i>mesuré</i> $Bq.m^{-2}.s^{-1}$
février 1998 à février 1999	0,8	0,4	0,42	0,54

### 3.2.3 Conclusion

L'écoulement de l'eau dans le matériau de couverture semble assez bien compris par la modélisation au regard de la méthode utilisée pour déterminer les valeurs des paramètres d'entrée. L'analyse texturale permet ainsi de reproduire correctement l'évolution des pressions capillaires et des teneurs en eau enregistrées sur le *site 1*. Par contre, sur le *site 2*, son utilisation conduit à surestimer les teneurs en eau mesurées dans les premiers 50 cm du matériau de couverture sous la surface. Dans ce cas, il existe une couche de remblai sableux peu compacté superficielle, dont le comportement hydrique est plus proche de celui d'un sable que celui d'un sable limoneux prévu par l'analyse texturale. Sa prise en compte améliore, par rapport à la mesure, le profil hydrique moyen calculé.

Les divergences apparues au cours de l'analyse, entre les concentrations de radon calculées et mesurées, sont plus importantes car ces dernières dépendent plus particulièrement des propriétés de la couverture en profondeur, mal connues (ceci n'est pas vrai pour les écoulements de l'eau qui viennent de la surface). La migration du radon s'effectue en effet sur plusieurs mètres et est généralement ascendante notamment si il y a un transfert par advection de gaz. Les incertitudes existant sur les propriétés du matériau en profondeur affectent peu les concentrations de radon observées en moyenne – celles-ci sont bien reproduites par la modélisation – mais plus fortement les régimes transitoires. Cependant, il faut se montrer prudent quant à l'interprétation de ceux-ci. L'analyse met en effet en valeur l'existence d'artefacts de mesure liés soit à la perturbation du milieu induite par l'implantation des sondes soit à l'existence de cavités dans le volume de mesure.

Les flux de radon dans l'atmosphère dépendant essentiellement de l'état et des propriétés de la couche de surface, les écart observés entre les flux mesurés et calculés par *TRACI* restent faibles en valeur moyenne.

Notons qu'en bordure du stockage, la répartition spatiale de la source de radium associée à la présence d'une couche de matériau drainant, génère une migration du radon que le modèle mono-dimensionnel ne peut reproduire.

**– Conclusion –**

Afin de mieux évaluer sur le long terme, l'importance de l'une des voies d'impact des sites de stockages de résidus miniers, il est nécessaire de comprendre comment le radon migre dans un milieu poreux soumis aux conditions météorologiques. Des études antérieures montrent que les différents mécanismes du transport dépendent essentiellement de la teneur en eau du milieu. A partir de ce constat, nous avons développé un modèle de la migration du radon dans la zone insaturée des sols, qui repose sur la modélisation des écoulements de l'eau et du gaz remplissant les pores du milieu étudié et sur la modélisation du transport du radon dans les différentes phases. Le code de calcul *TRACI*, issu de cette modélisation, calcule dans un premier temps, l'évolution du profil hydrique et les vitesses d'écoulement des fluides présents dans les pores, en fonction des conditions météorologiques. Il calcule dans un second temps, l'évolution des concentrations de radon dans la phase gazeuse du milieu et les flux de radon à sa surface.

L'utilisation de *TRACI* requiert un certain nombre de paramètres, en particulier les caractéristiques hydriques du matériau étudié. Nous avons choisi de définir celles-ci à partir de l'analyse texturale. Cette méthode a l'avantage d'être simple à mettre en œuvre et généralisable à tous les types de sol. Cependant, elle peut, dans certains cas, être insuffisante car les caractéristiques hydriques dépendent de la structure du matériau dont la texture n'est qu'une composante. Par exemple, elle ne permet pas de prendre en compte l'effet du compactage sur la perméabilité du matériau. Celui-ci devra être estimé a priori ou mesuré. Aussi faut-il rester vigilant quant à l'utilisation de ce type de caractérisation.

L'étude de la validité du modèle développé a été réalisée grâce à un Programme d'Intérêt Commun entre l'*IPSN* et la *COGEMA*. D'importants moyens instrumentaux ont ainsi été mis en œuvre pour permettre la confrontation des résultats du code de calcul à des mesures réalisées en continu dans un résidu minier et dans le matériau de couverture du stockage de *Lavaugrasse* (Bessines-sur-Gartempe, Haute-Vienne). De façon générale, l'intercomparaison des simulations et des observations montre :

- qu'il existe dans tous les cas étudiés, une bonne adéquation entre les pressions capillaires et les teneurs en eau calculées et mesurées, au regard des incertitudes existant sur les paramètres d'entrée. Le modèle d'écoulement reproduit ainsi correctement l'évolution du profil hydrique dans le sol en fonction des conditions météorologiques, à partir de l'analyse texturale du matériau étudié ;
- que sur un résidu minier assez bien connu sur toute sa hauteur, l'évolution des concentrations de radon dans la phase gazeuse et, en particulier, des flux de radon à la surface, calculée par *TRACI* est cohérente et proche des observations, d'autant plus que l'interprétation fait apparaître des problèmes de mesures et de perturbation induite par le dispositif expérimental ;

- que sur le matériau de couverture, les écarts observés entre les concentrations calculées et mesurées sont plus importants. Ils sont généralement liés à une connaissance médiocre des propriétés de la couverture sur toute sa hauteur. Cependant les flux calculés étant en moyenne très proches de ceux mesurés, le type de caractérisation utilisé semble suffire pour appréhender l'impact d'un stockage.

L'étude de la validité du code de calcul *TRACI* montre ainsi que les principaux mécanismes gouvernant le flux de radon à la surface d'un sol sont compris. Désormais, nous pouvons accorder une certaine confiance dans les valeurs calculées par le code, notamment en valeur moyenne annuelle, échelle qui nous intéresse particulièrement pour estimer l'impact d'un site de stockage. Suite à l'analyse des résultats, il apparaît que, dans des plages de valeurs réalistes et envisageables, le premier paramètre influant le flux de radon à la surface d'un stockage recouvert, est la perméabilité du matériau de couverture, le second paramètre étant l'épaisseur de la couche de couverture. L'évolution plausible de ces paramètres, qui peut être induite par des processus ou des événements naturels ou artificiels, devra être considérée dans la définition des scénarios traitant de l'impact à long terme des stockages.

L'exercice de confrontation des résultats du modèle à des mesures, a permis, à travers l'interprétation des résultats :

- de mettre en valeur les problèmes d'instrumentation posé par l'implantation des sondes, et en particulier des sondes de mesure du radon dans un sol (*têtes Barasol*) ;
- de mieux comprendre et appréhender les écoulements et le transport du radon dans un sol. Cette compréhension permet de dégager les paramètres clefs qui contrôlent le flux de radon à la surface d'un sol et d'aboutir à un outil extrêmement simplifié (*TRACHGEO*) destiné à étudier la variabilité spatiale du flux de radon à la surface des sols (Iel00) ;

Cependant, certaines questions subsistent encore quant aux hypothèses adoptées dans la modélisation. Elles semblent n'avoir qu'une incidence secondaire, cependant il est utile de les soulever ici. On admet ainsi dans *TRACI*, que l'équilibre entre le radon dans les phases gazeuse et liquide est géré par la loi de Henry, qui suppose que la pression est la même entre les deux phases. Or, cette dernière hypothèse n'est pas vraie dans le milieu poreux insaturé. Par ailleurs, il faut noter que le coefficient de diffusion du radon utilisé dans *TRACI*, repose uniquement sur des mesures réalisées dans des sols (et non sur des résidus).

Enfin, les applications du code de calcul *TRACI*, capable de simuler les régimes transitoires des concentrations de radon dans un sol et des flux à sa surface, peuvent être plus vastes. Cet outil constitue une aide à la compréhension des mesures de radon réalisées dans les sols, en dissociant les phénomènes transitoires liés aux paramètres météorologiques de ceux ayant d'autres origines.

**– REFERENCES**

**BIBLIOGRAPHIQUES –**

- AND98      ANDRA  
Inventaire national des déchets radioactifs  
Rapport ANDRA, 1998
- Ash88      Asher-Bolinder S., Owen, D. E. and Schumann, R. R.  
A preliminary evaluation of environmental factors influencing day-to-day and  
seasonal soil-gas radon concentrations  
Field Studies of Radon in Rocks, Soils, and Water, éd. L. C. S. Gundersen and  
R. B. Wanty, U.S. Geological Survey research on the geology, geophysics and  
geochemistry of radon in rocks, soils, and water, 1988, pp. 23-31
- Bal91      Ball, T. K., Cameron, D. G., Colman T. B. and Roberts, P. D.  
Behaviour of radon in the geological environment : a review  
Quarterly Journal of Engineering Geology, 1991, Vol. 24, pp. 169-182
- Bas97      Bassot, S.  
Mobilité du radium et de l'uranium dans un site de stockage de résidus issus du  
traitement de minerais d'uranium  
Thèse, Chimie-Physique, U.F.R des Sciences et Techniques de l'Université de  
Franche-Comté, 1997
- Bea72      Bear, J.  
Dynamics of fluids in porous media  
New York : Dover publication, 1972, p. 764
- Ber96      Bertuzzi, P., Voltz, M., Mohrath, D. *et al.*  
The Wind's evaporation method : A standard laboratory method adopted by the  
french INRA laboratories. 1- Technical characteristics and error analysis  
in Extended Abstracts of the European Workshop on Advanced Methods to  
Determine Hydraulic Properties of Soils, Thurnau, Germany, 1996, pp. 43-50
- Bos84      Bossus, D. A. W.  
Emanating power and specific surface area  
Radiation Protection Dosimetry, 1984, Vol. 7, No. 1-4, pp. 73-76
- Bus79      Busigin, A., Nathwani, J. S. and Phillips, C. R.  
Attenuation of radon flux from uranium mill tailings by consolidation  
Health Physics, 1979, Vol. 36, pp. 393-399
- Cha89      Chamayou, H. et Legros, J. P.  
Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol  
Paris : Agence de coopération culturelle et technique, Presses Universitaires de  
France, 1989, p. 592
- Che95      Chen, C., Thomas, D. M., Green, R. E.  
Modeling of radon transport in unsaturated soil  
Journal of Geophysical Research, 1995, Vol. 100, No. B8, pp. 15,517-15,525
- Cla78      Clapp, R. B. et Hornberger, M.  
Empirical equations for some soil hydraulic properties  
Water Resources Research, 1978, Vol. 14, No. 4, pp. 601-604

- Cot87 Cothorn, C. R. and Smith, Jr. J. E.  
Environmental Radon  
New York : Plenum Press, 1987, 363 p.
- Cue96 Cuenca, R. H., Ek, M. and Mahrt, L.  
Impact of soil water property parameterization of atmospheric boundary layer simulation  
Journal of Geophysical Research, 1996, Vol. 101, D3, pp. 7,269-7,277
- Cur80 Curtis, A. A. et Watson, K. K.  
Numerical analysis of infiltration into a sand profile bounded by a capillary fringe  
Water Resources Research, 1980, Vol. 16, No. 2, pp. 365-374
- Dav83 Davis, L. A. and Neuman, S. P.  
Documentation and User's guide : UNSAT2 – Variably Saturated Flow Model (Including 4 Example Problems)  
Final report, WW/TM-1791-1, 1983, Water, Waste and Land, Inc., Consulting Engineers and Scientists
- Dem97 Demongeot, S.  
Recherche de différents paramètres caractérisant le potentiel d'exhalation en radon des sols  
Thèse de Chimie-Physique de l'U.F.R. des Sciences et Techniques de Franche-Comté, 1997
- Dul92 Dullien, F.A.L.  
Porous Media. Fluid Transport and Pore Structure  
San diego : Academic Press, Inc., 2<sup>nd</sup> Edition, 1992, p.574
- Dur97 Duranni, S. A. and Ilic, R.  
Radon measurements by etched track detectors. Applications in radiation protection, earth sciences and the environment  
World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd, Singapore, 1997, p.387
- Fed88 Feddes, R. A., Kabat, P., Van Bakel, P. J. T. *et al.*  
Modelling Soil Water Dynamics in the Unsaturated Zone\_State of the Art  
Journal of Hydrology, 1988, pp. 69-111
- Fer98 Ferry, C., Richon, P., Beneito, A., Robé, M.C.  
Radon exhalation from uranium mill tailings : Modelisation and in-situ validation  
TENR II Proceedings, Rio de Janeiro, Brasil, 1998
- Fle83 Fleischer, R. L.  
Theory of alpha recoil effects on radon release and isotopic disequilibrium  
Geochimica et Cosmochimica Acta, 1983, Vol. 47, pp. 779-784
- Flü39 Flügge, S. und Zimens, K. E.  
Die Bestimmung von Korngrößen und von Diffusionskonstanten aus dem Emaniervermögen (Die Theorie der Emaniermethode)  
Zeitschrift für physikalische, 1939, B42, pp. 179-220

- Gan86 Gan, T. H., Mason, G. C., Wise, K. N. *et al.*  
Desorption of  $^{222}\text{Rn}$  by moisture and heat  
Health Physics, 1986, Vol. 50, No. 3, pp. 407-410
- Gar58 Gardner, W.R.  
Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table  
Soil Science, vol. 85, 1958, pp 228-232
- Gau93 Gaudu, J. C., Mathieu, J. M., Fumanal, J. C. *et al.*  
Mesure de l'humidité des sols par une méthode capacitive : analyse des facteurs influençant la mesure  
Agronomie, 1993, Vol. 13, pp. 57-73
- Gol99 Goldshmidt, F. and Peres, J.M.  
Radiological impact assesment of a uranium mill tailings repository  
Paris, Eurosafe, Nov. 1999
- Gou96 Gouweleeun, B. T, van de Griend, A. A., Owe, M.  
Estimation of " effective " soil hydraulic properties by topsoil moisture and evaporation modeling applied to an arable site in central Spain,  
Water Resources Research, 1996, Vol.32, No.5, pp. 1387-1392
- Gue90 Guelin, M.  
Réalisation d'un système de référence pour la génération du radon 222  
Mémoire, Conservatoire National des Arts et Métiers, Paris, 1990
- Gre85 Greiner, N. R.  
Radon emanation from coals : effects of moisture and particle size  
Health Physics, 1985, Vol. 48, No. 3, pp. 283-288
- Gre96 Greeman, D. J. and Rose, A. W.  
Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern U.S.A.
- Gup79 Gupta, S. C. and Larson, W. E.  
Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density  
Water Resources Research, 1979, Vol. 15, No. 6, pp. 1633-1665  
Chemical Geology, 1996, Vol. 129, pp. 1-14
- Har86 Hart, K. P., Levins, D. M. and Fane, A. G.  
Steady-state Rn diffusion through tailings and multiple layers of covering materials  
Health Physics, 1986, Vol. 50, No.3, pp. 369-379
- Hol94 Holford, D. J.  
Rn3D : Afinite element code for simulating gas flow and radon transport in variably, saturated, nonisothermal porous media. User's Manual, Version 1.0  
Pacific Northwest Laboratory, Batelle Memorial Institute, U.S. Dept. of Energy, 1994

- Hut98 Hutter, A. R. and Knutson, E. O.  
An international intercomparaison of soil gas radon and radon exhalation measurements  
Health Physics, 1998, Vol. 74, No. 1, pp. 108-114
- Huy86 Huyakorn, P. S., Springer, E. P., Guvanasen, V., Wadsworth, T.  
A Three Dimensional Finite-Element Model for Simulating Water Flow in Variably Saturated Porous Media  
Water Resources Research, 1986, Vol. 22, No. 13, pp. 1790-1808
- IAE92 IAEA  
Current Pratices for the Management and Confinment of Uranium Mill Tailings  
Vienne : IAEA, 1992
- Iel00 Ielsch, G.  
Mise au point d'une méthodologie prédictive permettant d'identifier les zones géographiques pouvant présenter un fort potentiel d'exhalation Rn-222.  
Thèse de Géosciences de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest, 2000 (à paraître)
- Kov45 Kovach, E. M.  
Meteorological influences upon the radon-content of soil-gas  
Transactions, American Geophysical Union, 1945, Vol. 26, No. II, pp. 241-248
- Mag77 Magro-Campero, A. and Fleischer, R. L.  
Subterrestrial fluid convection : a hypothesis for long-distance migration of radon within the earth  
Earth and Planetary Sciences Letters, 1977, Vol. 34, pp. 321-325
- Mar86 de Marsily, G.  
Quantitative Hydrology. Groundwater Hydrology for Engineers  
Orlando : Academic Press, Inc., 1986, p.440
- Mét98 Métivier, H. et Robé, M.C.  
Le radon de l'environnement à l'Homme  
Paris EDP Sciences, collection IPSN, 1998,274 p.
- Mil84 Milly, P. C. D  
A simulation analysis of thermal effects on evaporation from soil  
Water Resources Research; 1984, Vol. 20, No. 8, pp. 1087-1098
- Mon97 Monnin, M. M. and Seidel, J. L.  
Physical models related to radon emission in connection with dynamic manifestations in the upper terrestrial crust : A review  
Radiation Measurements, 1997, Vol. 28, No. 1-6, pp. 703-712
- Mor89 Nato Advanced Research Workshop, 1988, Arles (France)  
Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling , Theory and Practice  
éd. Morel-Seytoux, Kluwer Academic Publishers, 1989, p. 531

- Mor93 Morawska, J. and Phillips, C. R.  
Dependence of the radon emanation coefficient on radium distribution and internal structure of the matériel  
Geochimica et Cosmochimica Acta, 1993, Vol. 57, pp. 1783-1797
- Nie84 Nielson, K. K., Rogers, V. C., Gee, G. W.  
Diffusion of radon through soils : a pore distribution model  
Soil Sci. Soc. Am. J., 1984, Vol. 48, pp. 482-487
- Nie90 Nielson, K. K. and Rogers, V. C.  
Radon transport properties of soil classes for estimating indoor radon entry  
USEPA, 1986, A Citizen's Guide to Radon, EPA-86-004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC
- Nie94 Nielson, K. K., Rogers, V. C., Rogers V. and Holt, R. B.  
The RAETRAD model of radon generation and transport from soils into slab-on-grade houses  
Health Physics, 1994, Vol. 67, No. 4, pp. 363-377
- Pel97 Pellegrini, D.  
Etude de l'émanation du radon à partir de résidus de traitement de minerais d'uranium. Mise en évidence de relations entre le facteur d'émanation et les caractéristiques du matériau.  
Thèse de chimie – physique, U.F.R. des Sciences et Techniques de Franche-Comté, 1997
- Pen48 Penman, H. L.  
Natural evaporation from open water, bare soil and grass  
Proceedings of the Royal Society of London, 1948, Vol 193, plate 3, pp. 120-145
- Pla96 Plant, J.A. et Saunders, A.D.  
The radioactive earth  
Radiation Protection Dosimetry, Vol. 68, No.1/2, 1996, pp. 25-36
- Puc85 Puckett, W. E., Dane, J. H., Hajek, B. F.  
Physical and mineralogical data to determine soil hydraulic properties  
Soil Sci. Soc. Am. J., 1985, Vol. 49, pp. 831-836
- Rog91a Rogers, V. C. and Nielson, K. K.  
Multiphase radon generation and transport in porous materials  
Health Physics, 1991, Vol. 60, No. 6, pp. 807-815
- Rog91b Rogers, V. C. and Nielson, K. K.  
Correlations for predicting air permeabilities and <sup>222</sup>Rn diffusion coefficients of soils  
Health Physics, 1991, Vol. 61, No. 2, pp. 225-230
- Sav95 Salvucci, G. D. and Brakensiek, D. L.  
Ponded infiltration into soils bounded by a water table  
Water Resources Research, 1995, Vol. 31, No. 11, pp. 2751-2759

- Sax86 Saxton, K. E., Rawls W. J., Romberger, J. S., Papendick, R. I.  
Estimating generalized soil-water characteristics from texture  
Soil Sci. Soc. Am. J., 1986, Vol. 50, pp. 1031-1036
- Sca94 Scanlon, B. R. and Milly, P. C. D.  
Water and heat fluxes in desert soils, 2. Numerical simulations  
Water Resources Research, 1994, Vol. 30, No. 3, pp. 721-733
- Som97 Somot, S.  
Radium, uranium et métaux dans les résidus de traitement dynamique, acide et  
alcalin, de minerais d'uranium –  
Thèse : Géosciences, Matières Premières et Environnement, Université Henri  
Poincaré, Nancy, 1997
- Sch83 Schery S. D. and Petschek, A. G.  
Exhalation of radon and thoron : the question of the effect of thermal gradients  
in soil  
Earth and Planetary Science Letters, 1983, Vol. 64, pp. 56-60
- Sch84 Shery, S. D., Gaeddert, D. H., Wilkening, M. H.  
Factors affecting exhalation of radon from gravelly sandy loam  
Journal of geophysical research, 1984, Vol. 89, No. D5, pp. 7299-7309
- Sch86 Schery, S. D. and Siegel, D.  
The role of channels in the transport of radon from the soil  
Journal of Geophysical Research, 1986, Vol. 91, No. B12, pp. 12,366-12,374
- Schu92 Schumann, R. R., Owen, D. E., and Asher-Bolinder, S.  
Effects of weather and soil characteristics on temporal variations in soil-gas  
radon concentrations  
Gates, A. E. and Gundersen, L. C. S., eds Geologic Controls on Radon :  
Boulder, Colorado, Geological Society of America, 1992, Special Paper 271,  
pp. 65-72
- Sem90 Semkow, T. M.  
Recoil-emanation theory applied to radon release from mineral grains  
Geochimica et Cosmochimica Acta, 1990, Vol. 54, pp. 425-440
- Str82 Strong, K.P. and Levins, D. M.  
Effect of moisture content on radon emanation from uranium ore and tailings  
Health Physics, 1982, Vol. 42, No. 1, pp. 27-32
- Str84 Stranden, E., Kolstad, A. K. and Lind, B.  
Radon exhalation : Moisture and temperature dependence  
Health Physics, 1984, Vol. 47, No. 3, pp. 480-484
- Sty95 Stylianu, C. and Devantier, B. A.  
Relative air permeability as function of saturation in soil venting  
Journal of Environmental Engineering, 1995, Vol. 121, No. 4, pp. 337-347
- Tan80 Tanner, A. B.  
Radon migration in the ground : a supplementary review  
Natural Radiation Environment III, éd. T.F. Gesell and W.M. Lowder, U.S.  
Dept. of Energy Rep. CONF-78 0422, Springfield, 1980, pp. 5-56

- Tin99 Tindall, J. A. and Kunkel, J. R.  
 Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers  
 Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ 07458, 1999, p. 624
- Tou86 Touma, J. and Vauclin, M.  
 Experimental and numerical analysis of two-phase infiltration in a partially saturated soil  
 Transport in Porous Media, 1986, 1, pp. 27-55
- Tri99 Trique, M., Richon, P., Perrier, F. *et al.*  
 Radon emanation and electric potential variations associated with transient deformation near reservoir lakes  
 Nature, 1999, Vol. 399, pp. 137-141
- Vau96 Vauclin, M. and Angulo Jaramillo, R.  
 Field measurements of soil hydraulic properties by disk and ring infiltrometers : State of the art and recent developments  
 in Extended Abstracts of the European Workshop on Advanced Methods to Determine Hydraulic Properties of Soils, Thurnau, Germany, 1996, pp. 1-5
- Ver92 Vereecken, H., Diels, J. *et al.*  
 Functional evaluation of pedotransfer functions for the estimation of soil hydraulic properties  
 Soil Sci. Am. J., 1992, Vol. 56, pp. 1371-1378
- Vos84 Voss, C. I.  
 A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground-water flow with energy transport or chemically reactive single-species solute transport  
 U.S. Geological Survey, 1984, Water Resources Investigation Report 84-4369
- Was90 Washington, J. W. and Rose, A. W.  
 Regional and temporal relations of radon in soil gas to soil temperature and moisture  
 Geophysical Research Letters, 1990, Vol. 17, No. 6, pp. 829-832
- Was92 Washington, J. W. and Rose, W. A.  
 Temporal variability of radon concentration in the interstitial gas of soils in Pennsylvania  
 Journal of Geophysical Research, 1992, Vol. 97, No. B6, pp. 9145-9159
- Yeh87 Yeh, G. T.  
 FEMWATER : A Finite Element Model of Water Flow through Saturated-Unsaturated Porous Media – First Revision  
 Oak Ridge Laboratory, Environmental Science Division, publication No. 2943, ORNL-5567/R1, 1987
- Yeh90 Yeh, G. T. and Tripathi, V. S.  
 HYDROGEOCHEM : A coupled Model of HYDROlogic Transport and GEOCHEMical Equilibria in Reactive Multicomponent Systems  
 Oak Ridge National Laboratory, US. D.O.E., 1990, contract No. DE-AC05-84OR21400

**Rapports internes**

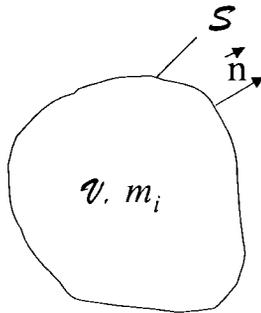
- Bas98      Bassot, S et Roujou, J. L.  
Caractérisation physico-chimique des résidus de traitement de minerais  
d'uranium de Jouac  
IPSN, 1998, Rapport SERGD 98 - 12
- Bas99      Bassot, S.  
Caractérisation physico-chimique des résidus de traitement de minerais  
d'uranium de Jouac  
IPSN, 1999, Rapport SERGD/ 99 - 03
- Cog93      COGEMA, Division de la Crouzille  
Site Industriel de Bessines – Projet de Réaménagement  
Rapport Juin 1993

## ANNEXE 1A

### Loi de Conservation de la Masse pour un Fluide Quelconque :

#### Cas Général

Soit  $\mathcal{V}$ , un volume quelconque dans le milieu poreux :



La masse  $m_i$  de fluide  $i$  présente à l'instant  $t$  dans le volume  $\mathcal{V}$  est donnée par :

$$m_i = \iiint_{\mathcal{V}} \rho_i \cdot p_i \cdot d\mathcal{V}$$

avec  $p_i$ , le volume occupé par le fluide  $i$  sur le volume total ;  $\rho_i$ , la masse volumique du fluide  $i$

Le flux de masse de fluide  $i$  traversant la surface  $\mathcal{S}$  par unité de temps,  $F_i$ , est donné, d'après la définition de la vitesse de Darcy,  $\vec{v}_i$ , par :

$$F_i = \iint_{\mathcal{S}} \rho_i \cdot \vec{v}_i \cdot \vec{n} \cdot d\mathcal{S}$$

avec  $\vec{n}$  le vecteur normal à la paroi, conventionnellement orienté vers l'extérieur du volume  $\mathcal{V}$ .

Si  $q_i$  est le débit de fluide  $i$  produit par unité de volume et de temps dans le volume  $\mathcal{V}$  (par réaction chimique par exemple) alors la masse totale de fluide produite par unité de temps dans  $\mathcal{V}$ ,  $m_{pro}$ , est donnée par :

$$m_{pro} = \iiint_{\mathcal{V}} \rho_i \cdot q_i \cdot d\mathcal{V}$$

La loi de conservation de la masse de fluide  $i$  dans le volume  $\mathcal{V}$ , s'écrit alors :

$$\frac{\partial m_i}{\partial t} = -F_i + m_{pro}$$

soit :

$$\iiint_{\mathcal{V}} \frac{\partial(\rho_i \cdot p_i)}{\partial t} \cdot d\mathcal{V} = - \iint_{\mathcal{S}} \rho_i \cdot \vec{v}_i \cdot \vec{n} \cdot d\mathcal{S} + \iiint_{\mathcal{V}} \rho_i \cdot q_i \cdot d\mathcal{V}$$

D'après le théorème de Green- Ostrogradsky :

$$\iint_{\mathcal{S}} \rho_i \cdot \vec{v}_i \cdot \vec{n} \cdot d\mathcal{S} = \iiint_{\mathcal{V}} \nabla(\rho_i \cdot \vec{v}_i) \cdot d\mathcal{V}$$

alors,

$$\iiint_{\mathcal{V}} \frac{\partial(\rho_i \cdot p_i)}{\partial t} \cdot d\mathcal{V} = - \iiint_{\mathcal{V}} \nabla(\rho_i \cdot \vec{v}_i) \cdot d\mathcal{V} + \iiint_{\mathcal{V}} \rho_i \cdot q_i \cdot d\mathcal{V}$$

Cette égalité est valable quel que soit le volume  $\mathcal{V}$ , ce qui conduit à la loi de conservation écrite localement pour le fluide  $i$  :

$$\boxed{\frac{\partial(\rho_i \cdot p_i)}{\partial t} + \nabla(\rho_i \cdot \vec{v}_i) - \rho_i \cdot q_i = 0}$$

## ANNEXE 1B

### Conditions Limites Particulières dans *TRACI*

#### 1) *RUISSELLEMENT*

Dans certains cas, les conditions aux limites imposées au départ par l'utilisateur peuvent varier selon l'état de saturation atteint dans le milieu (Tou86). C'est en particulier le cas quand les flux d'air et d'eau sont nuls à la limite inférieure du domaine étudié.

Par exemple, quand on impose à la surface un flux d'eau entrant supérieur à la conductivité hydraulique à saturation ( $K_{sat}$ ) et une charge nulle pour le gaz ( $P_g = P_o$ ), la charge relative de l'eau,  $h_l$ , négative initialement (zone insaturée), augmente puis devient nulle. La quantité d'eau infiltrée est alors inférieure à celle imposée par l'utilisateur à la surface (apparition d'un phénomène de ruissellement) et la condition limite à la surface pour l'eau se transforme en une condition de Dirichlet :

$$h_l(0,t) = q_l(0,t) \times t - I(t),$$

avec,  $q_l(0,t)$ , le flux imposé initialement par l'utilisateur à la surface et  $I(t)$ , la quantité d'eau infiltrée cumulée,  $I(t) = \int_0^H (\theta(t) - \theta_m) \cdot dz$ ,  $H$  étant la hauteur de la colonne de sol,  $\theta(t)$  la teneur en eau en  $z$  à l'instant  $t$  et  $\theta_{mi}$ , la teneur en eau initiale en  $z$ . La condition limite pour le gaz devient alors une condition de flux nul.

Ceci est vrai jusqu'à ce que ce que  $h_g(0,t) = h_b + h_l(0,t)$ ,  $h_b$  étant la charge à partir de laquelle l'air entre dans le milieu (« air entry value »). Le flux d'air à la surface n'est plus nul et la condition limite devient :  $h_g(0,t) = h_{ge} + h_l(0,t)$ . Les différents cas traités par *TRACI* sont résumés dans le tableau 1.

#### 2) *EVAPORATION (FED88)*

L'évaporation réelle du sol ne peut être imposée a priori car elle dépend de la teneur en eau atteinte dans le sol. La condition limite (flux d'eau à la surface) est d'abord donnée par la valeur de l'évaporation potentielle qui ne dépend que des conditions météorologiques, jusqu'à ce qu'une valeur critique de la teneur en eau ou de la pression capillaire soit atteinte à la surface du sol. La condition limite change alors pour devenir égale à cette succion. Ceci

revient à trouver le maximum de la vitesse d'évaporation de l'eau à la surface du sol,  $E_r$ , telle que :

$$E_r = \text{Max}(v_l) \leq E_p \text{ et } 0 \leq \psi \leq \psi_c$$

avec  $E_p$ , l'évaporation potentielle ( $m.s^{-1}$ ) ;  $v_l$ , la vitesse de Darcy de l'eau à la surface ( $m.s^{-1}$ ) ;  $\psi$ , la succion de l'eau dans la couche de surface ( $m$ ) et  $\psi_c$ , la succion maximale admise. Celle-ci est donnée par la condition d'équilibre entre l'eau du sol et la vapeur d'eau dans l'atmosphère (loi de Kelvin) :

$$\psi_c = -\frac{R \cdot T}{M \cdot g} \cdot \ln(H_r)$$

avec,  $R$ , la constante des gaz parfaits ( $J.mol^{-1}.K^{-1}$ ) ;  $T$ , la température de l'air ( $K$ ) ;  $M$ , la masse molaire de l'eau ( $kg.mol^{-1}$ ) ;  $g$ , le module d'accélération de la pesanteur ( $m.s^{-2}$ ) et  $H_r$ , l'humidité relative de l'air (-).

**Tableau 1 : conditions limites particulières**

<u>Condition limite à la surface z = 0.</u>	<u>Condition limite inférieure z = H</u>
$h_l(0, t) = h_{\text{fixé}}$ $-K_g \cdot \left( \frac{\partial h_g}{\partial z} \right) = 0 \text{ pour } t \leq t_{\text{crit}} \text{ et}$ $h_g(0, t) = h_b + h_l(0, t) \text{ pour } t > t_{\text{crit}}$	$\left( \frac{\partial h_l}{\partial z} - 1 \right) = 0$ $\left( \frac{\partial h_g}{\partial z} \right) = 0$
$-K_l \cdot \left( \frac{\partial h_l}{\partial z} - 1 \right) = q_l \text{ avec } q_l > K_{\text{sat}} \text{ } \left. \vphantom{\frac{\partial h_l}{\partial z}} \right\} \text{ pour } t \leq t_p$ $h_g(0, t) = 0$	$\left( \frac{\partial h_l}{\partial z} - 1 \right) = 0$
$h_l(0, t) = q_l \times t - I(t)$ $-K_g \cdot \left( \frac{\partial h_g}{\partial z} \right) = 0 \quad \left. \vphantom{\frac{\partial h_g}{\partial z}} \right\} \text{ pour } t_p < t \leq t_{\text{crit}}$ $h_g(0, t) = h_b + h_l(0, t) \quad \text{pour } t_{\text{crit}} < t$	$\left( \frac{\partial h_g}{\partial z} \right) = 0$

## ANNEXE 1C

### Discrétisation des Equations par la Technique des Différences Finies

#### 1) LES ECOULEMENTS

Les différents termes de chaque équation sont discrétisés selon la méthode des différences finies. Soit pour un nœud  $i$  et le numéro de pas de temps  $j$  :

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \frac{\Delta C_i}{\Delta t} = \frac{C_i^{j+1} - C_i^j}{\Delta t}$$

$$\left[ \left( \frac{\partial C}{\partial z} \right)_i \right]_j^{j+1} = r \times \left( \frac{\Delta C}{\Delta z} \right)_i^j + (1-r) \times \left( \frac{\Delta C}{\Delta z} \right)_i^{j+1}$$

Si  $r = 0$ , le schéma est totalement implicite, si  $r = 1$ , le schéma est totalement explicite, si  $r = 0,5$ , le schéma numérique est dit de Crank-Nicholson.

Selon les principes précédents, l'équation régissant le mouvement de l'eau s'écrit pour tout nœud  $i$  de la grille de discrétisation compris entre 1 et  $N_z$ ,  $N_z$  étant le nombre total de couches, sous la forme :

$$(1-r) \times K12 \cdot h_{i-1}^j + \left[ C_{i_i}^{j-1/2} - (1-r) \times (K11 + K12) \right] \cdot h_i^j - C_{i_i}^{j-1/2} \cdot h_{g_i}^j + (1-r) \times K11 \cdot h_{i+1}^j =$$

$$-r \times K12 \cdot h_{i-1}^{j-1} + \left[ C_{i_i}^{j-1/2} + r \times (K11 + K12) \right] \cdot h_i^{j-1} - C_{i_i}^{j-1/2} \cdot h_{g_i}^{j-1} - r \times K11 \cdot h_{i+1}^{j-1} + (K11 \cdot dz_{i+1} - K12 \cdot dz_i) - q_{i_i} \cdot \Delta t$$

équation dans laquelle,

$$K11 = K_{sat} \cdot \frac{\Delta t}{0.5 \cdot (dz_i + dz_{i+1})} \times \frac{k_{r,i+1}^{j-1/2}}{dz_{i+1}}$$

$$K12 = K_{sat} \cdot \frac{\Delta t}{0.5 \cdot (dz_i + dz_{i+1})} \times \frac{k_{r,i}^{j-1/2}}{dz_i}$$

L'équation déterminant le mouvement de l'air est écrite sous la forme :

$$\begin{aligned}
 & (1-r) \times K22 \cdot h_{g_{i-1}}^j - \rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot C_{l_i}^{j-1/2} \cdot h_{l_i}^j - \\
 & \left[ (p - \theta_i^{j-1/2}) \cdot \frac{\rho_{g_0}}{h_0} - \rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot C_{l_i}^{j-1/2} + (1-r) \times (K21 + K22) \right] \cdot h_{g_i}^j + (1-r) \times K21 \cdot h_{g_{i+1}}^j = \\
 & -r \times K22 \cdot h_{g_{i-1}}^{j-1} - \rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot C_{l_i}^{j-1/2} \cdot h_{l_i}^{j-1} \\
 & - \left[ (p - \theta_i^{j-1/2}) \cdot \frac{\rho_{g_0}}{h_0} - \rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot C_{l_i}^{j-1/2} - r \times (K21 + K22) \right] \cdot h_{g_i}^{j-1} - r \times K21 \cdot h_{g_{i+1}}^{j-1} - \rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot q_{g_i} \cdot \Delta t,
 \end{aligned}$$

équation dans laquelle,

$$\begin{aligned}
 K21 &= K_{sat} \cdot \frac{\mu_w}{\mu_g} \cdot \frac{\Delta t}{0.5 \cdot (dz_i + dz_{i+1})} \times \frac{\rho_{g_i}^{j-1/2} \cdot k_{rg_{i+1}}^{j-1/2}}{dz_{i+1}} \\
 K22 &= K_{sat} \cdot \frac{\mu_w}{\mu_g} \cdot \frac{\Delta t}{0.5 \cdot (dz_i + dz_{i+1})} \times \frac{\rho_{g_{i-1}}^{j-1/2} \cdot k_{rg_i}^{j-1/2}}{dz_{i+1}}.
 \end{aligned}$$

$2*(Nz-1)$  équations sont ainsi écrites pour chaque noeud interne de la grille de discrétisation. Il faut y rajouter les relations données par les conditions limites pour les noeuds se trouvant aux frontières du domaine, soit 4 relations ce qui permet de déterminer les  $2*(Nz+1)$  inconnues.

Remarque : Les coefficients  $C_{l_i}$ ,  $k_{rl_i}$ ,  $k_{rg_i}$ ,  $\theta_i$  et les termes sources  $q_{l_i}$  et  $q_{g_i}$  sont calculés au centre de la couche  $i$  comprise entre les nœuds  $i-1$  et  $i$ . Ils sont supposés constants sur toute la couche.

## 2) LE TRANSPORT

L'équation de transport est discrétisée selon un schéma identique à celui utilisé pour le calcul de l'écoulement. On peut alors écrire pour tout noeud  $i$  compris entre  $1$  et  $N_z$  :

$$\begin{aligned}
 & -(1-r) \times K1 \cdot C_{Rn\ i-1}^j + \left[ (1-r) \times (K1^j + K2^j - \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_i + dz_{i+1})} \cdot v_{g\ i+1}^j) + ((1-r) \cdot \lambda \cdot \Delta t + 1) \cdot f_{t_i}^j \right] \cdot C_{Rn\ i}^j \\
 & \quad - (1-r) \times \left[ K2^j - \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_i + dz_{i+1})} \cdot v_{g\ i+1}^j \right] \cdot C_{Rn\ i+1}^j = \\
 & r \times K1 \cdot C_{Rn\ i-1}^{j-1} + \left[ -r \times (K1^{j-1} + K2^{j-1} - \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_{i+1} + dz_i)} \cdot v_{g\ i+1}^{j-1}) + (1-r \cdot \lambda \cdot \Delta t) \cdot f_{t_i}^{j-1} \right] \cdot C_{Rn\ i}^{j-1} \\
 & + r \times \left[ K2^{j-1} - \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_i + dz_{i+1})} \cdot v_{g\ i+1}^{j-1} \right] \cdot C_{Rn\ i+1}^{j-1} + \rho_{\text{sec}} \cdot \lambda \cdot \Delta t \cdot E_i^{j-1} \cdot C_{Rn\ i}
 \end{aligned}$$

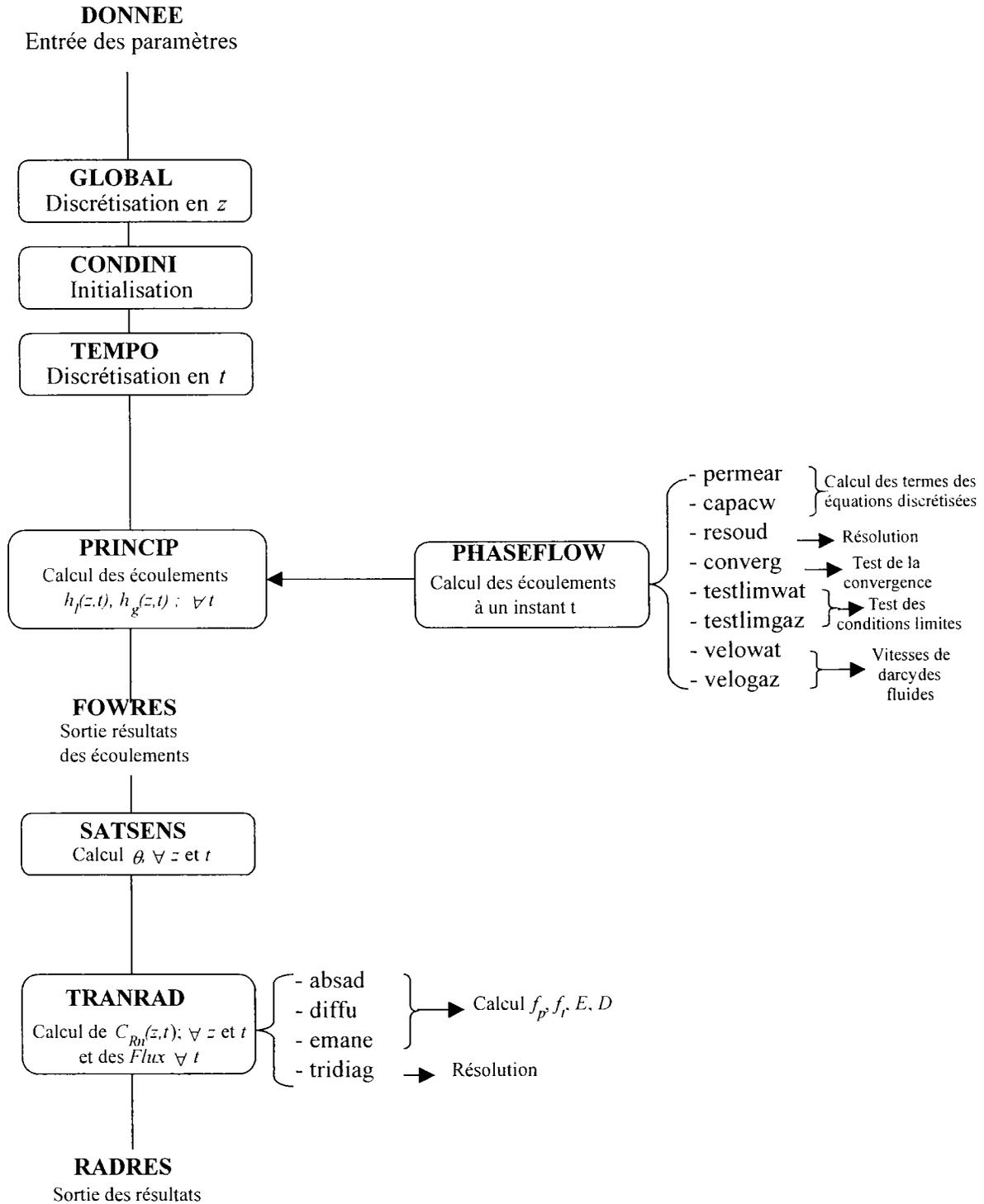
équation dans laquelle on pose,

$$\begin{aligned}
 K1^j &= \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_i + dz_{i+1})} \cdot \frac{f_{p_i}^j \cdot D_i^j}{dz_i} \\
 K2^j &= \frac{\Delta t}{0.5 \times (dz_i + dz_{i+1})} \cdot \frac{f_{p_{i+1}}^j \cdot D_{i+1}^j}{dz_{i+1}}
 \end{aligned}$$

Remarque : Les coefficients  $f_{p_i}$ ,  $f_{t_i}$ ,  $D_i$ ,  $E_i$ ,  $v_{g_i}$  sont calculés au centre de la couche  $i$ , comprise entre les nœuds  $i-1$  et  $i$ . Ils sont supposés constants sur toute la couche.

## ANNEXE 1D

### Organisation des Procédures dans *TRACI*



## ANNEXE 1E

### Description des tests de vérification

#### 1) LA VERIFICATION DES ECOULEMENTS

##### Premier exemple : Réponse de différents sols à une sollicitation identique

L'étude est réalisée à partir des travaux de Salvucci et Entekhabi (Sal95). On simule dans ce cas le même type d'infiltration sur trois sols de caractéristiques hydriques différentes : une argile, un limon argileux et un limon sableux.

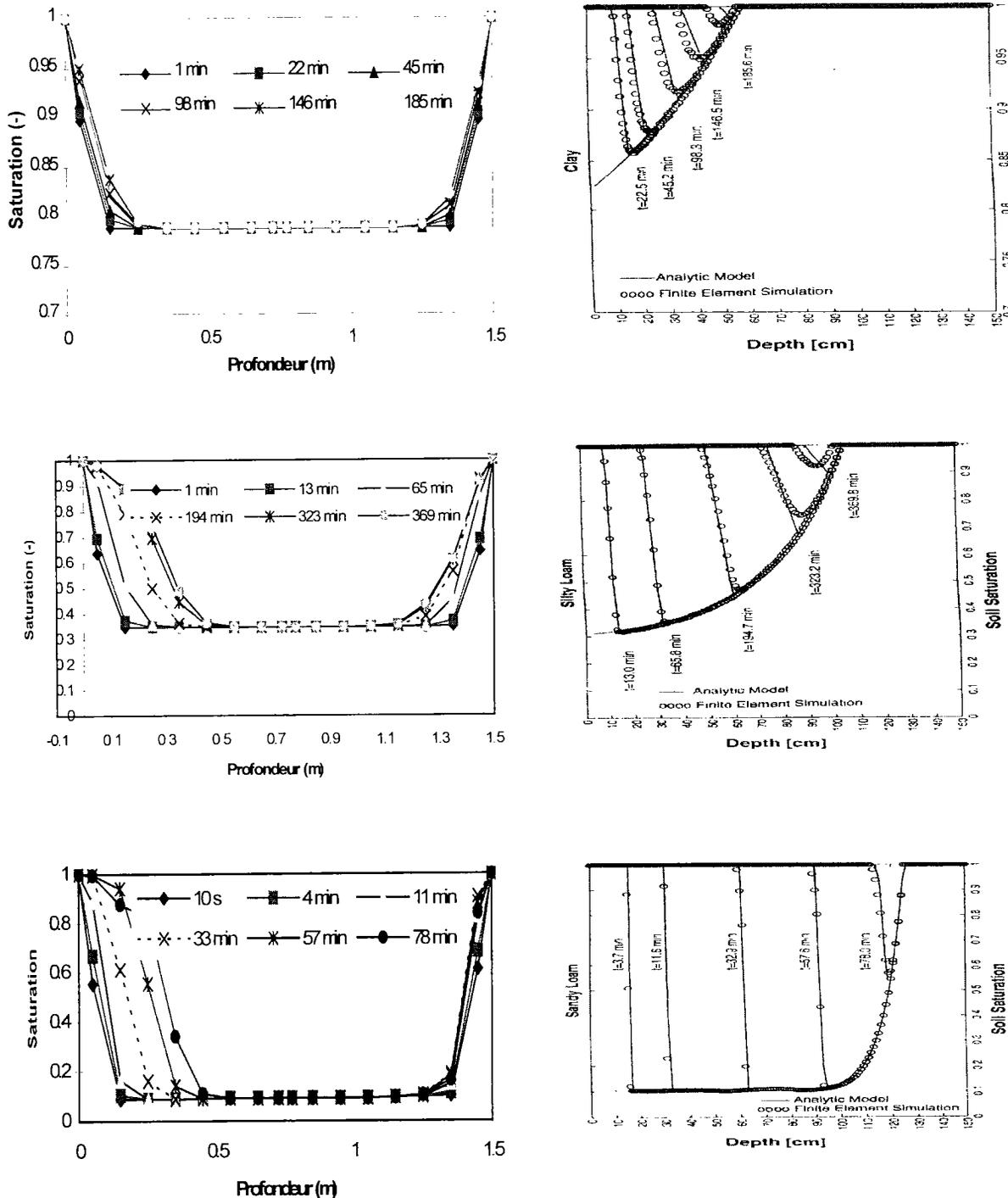
Les auteurs utilisent les caractéristiques hydrauliques de Brooks et Corey. On s'est ramené à celle de van Genuchten utilisée dans *TRACI* grâce aux relations existant entre les paramètres des deux lois (Raw89). Cependant, la seconde contrainte hydrique imposée par les auteurs ne peut être prise en compte par la formulation des caractéristiques hydriques existant dans *TRACI*.

Les paramètres de Van Genuchten utilisés sont donnés dans la table 1.

**Table 1 : Paramètres de Van Genuchten représentatifs (d'après Raw89)**

<i>Paramètres</i>	<i>Argile</i>	<i>Limon argileux</i>	<i>Limon sableux</i>
$K_{sat} (m.s^{-1})$	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$
$p (-)$	0,45	0,35	0,25
$\alpha (m^{-1})$	1,1	2,2	4
$\beta (-)$	1,45	2,2	4,3

La colonne de sol d'une hauteur de 150 cm, limitée par la nappe, est soumise pendant 8 heures à une infiltration de 30 cm par an. L'état alors atteint constitue l'état initial du profil hydrique dans la colonne de sol. Une charge d'eau ( $P_l = 10^5 Pa$ ) est ensuite imposée en condition limite à la surface. L'évolution des saturations calculées par *TRACI* d'une part et par les auteurs d'autre part, est donnée pour chaque sol sur la figure 1.



**Figure 1** : Profils de saturation dans les différentes colonnes de sol, calculés par *TRACI* (à gauche) et par les auteurs (à droite)

Les courbes obtenues ne sont pas identiques à celles données par Salvucci et Entekhabi, car l'état initial de la colonne de sol calculé par *TRACI* est différent. En effet, le sol est initialement sec dans ce cas alors que l'utilisation des relations de Brooks et Corey conduit à un sol saturé jusqu'à une certaine hauteur. On constate cependant que la succession des courbes dans le temps est analogue à celles rapportées par les auteurs. La comparaison de

l'avancée du front dans les trois types de sol montre que leurs comportements relatifs face à cette sollicitation sont comparables à ceux publiés.

### Deuxième exemple : Etude de la réponse d'un sol à différentes sollicitations

Ce cas test est basé sur les travaux de Curtis et Watson (Cur80). L'évolution du profil hydrique dans une colonne de sol sableux soumise à différentes conditions aux limites est étudiée ici.

Dans le premier cas, l'état initial est constitué par l'équilibre atteint après le drainage d'une colonne de 60 cm de hauteur, initialement saturée. Une pression d'air est ensuite imposée en haut de la colonne (*Drainage of a bounded profile under a constant air pressure*). Dans le second cas, la condition initiale est identique mais cette fois une charge d'eau est imposée en haut de la colonne (*Water bounded profile*). Le dernier cas est identique au précédent, mais le calcul est effectué sur une colonne de 200 cm. La condition initiale utilisée correspond à la répartition des teneurs en eau donnée par les auteurs.

Les caractéristiques hydriques du sol étudié n'étant pas données, on a utilisé, pour réaliser ces tests, des valeurs moyennes données par le Cemagref pour un sol sableux. Elles sont données dans la table 2. La table 3 récapitule les différentes sollicitations étudiées.

**Table 2 : Caractéristiques hydriques**

Paramètre	Valeur
$K_{sat} (m.s^{-1})$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
$p (-)$	0,41
$\theta_r$	
$\alpha (m^{-1})$	2,4
$\beta (-)$	5,5

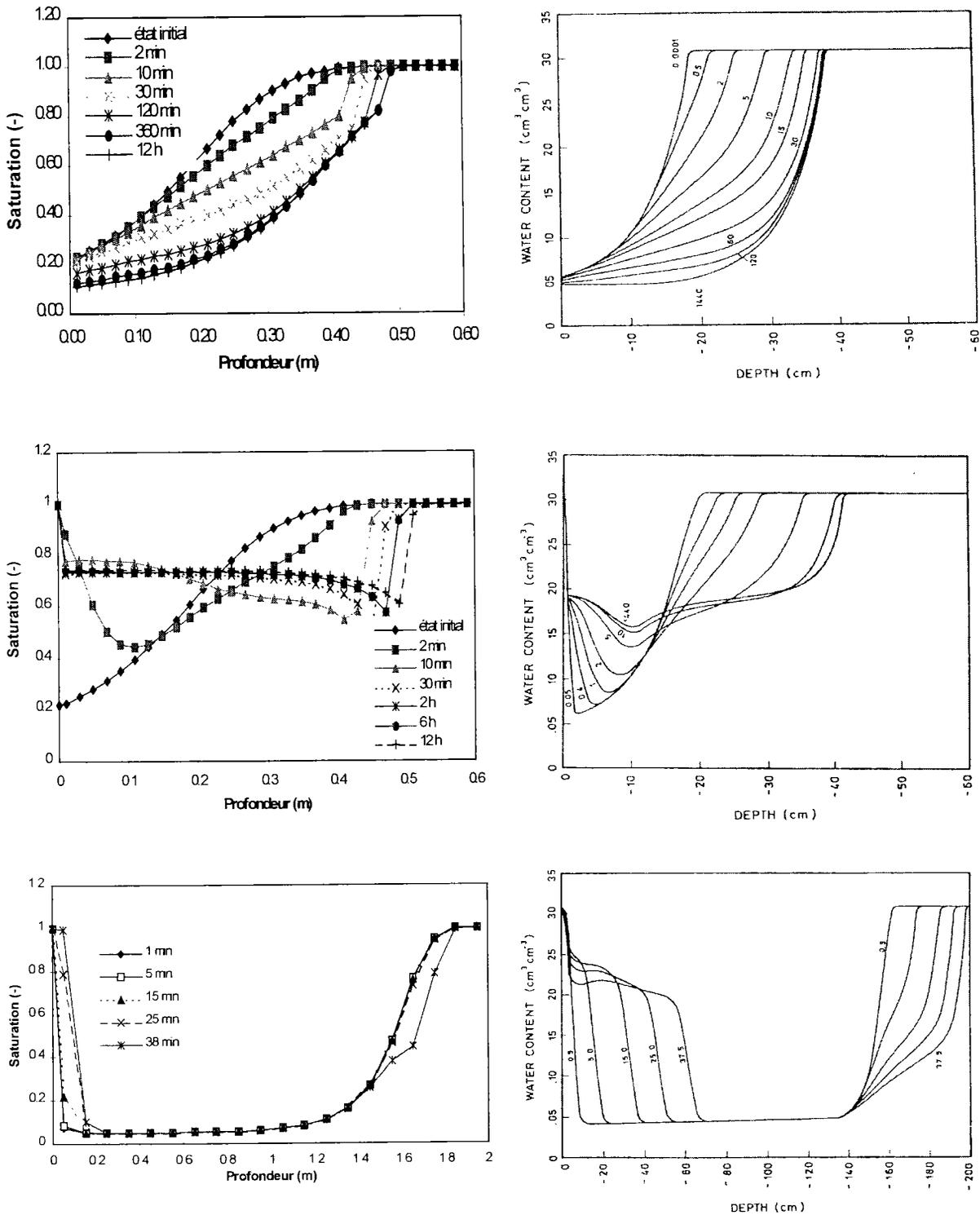
**Table 3 : Conditions aux limites**

	hauteur de la colonne	condition limite $z = 0$	condition limite $z = H$
état initial	H = 60 cm	$v_l = 0, P_g^* = 10^5$	$P_l = 10^5, P_g = 10^5$
1 <sup>er</sup> cas	H = 60 cm	$v_l = 0, P_g = 1.02 \cdot 10^5$	$P_l = 10^5, P_g = 10^5$
2 <sup>ème</sup> cas	H = 60 cm	$P_l = 10^5, v_g = 0$	$P_l = 10^5, v_g = 0$
3 <sup>ème</sup> cas	H = 200 cm	$P_l = 10^5, v_g = 0$	$P_l = 10^5, v_g = 0$

\*les pressions sont exprimées en pascals.

La figure 2 montre l'évolution de la saturation à différentes profondeurs dans chacun des cas, calculée avec *TRACI* d'une part et par les auteurs d'autre part. Bien que les caractéristiques hydriques du sol étudié ne soient pas données par les auteurs, il existe une bonne cohérence entre les résultats donnés par *TRACI* et les courbes publiées. Pour un même test, la succession des courbes dans le temps est analogue à celle rapportée par les auteurs.

Pour des sollicitations différentes, le comportement relatif du sol est concordant avec ce qui est observé par les auteurs.



**Figure 2 : Profils de saturation calculés dans une colonne de sol sableux, par TRACI (à gauche) et donnés par les auteurs (à droite)**

## 2) LA VERIFICATION DU TRANSPORT

### Premier exemple : transport par diffusion - test *in situ* -

Le flux de radon calculé au dessus d'un tas de résidus miniers est confronté à des mesures réalisées *in - situ* et aux prédictions de Rogers et Nielson (Rog91a).

Les teneurs en eau du milieu sont uniformes et imposées ainsi que les coefficients de diffusion et de sorption du radon dans le milieu. Les valeurs fournies par les auteurs sont données dans la table 4. On a choisi de caler les paramètres d'entrée de *TRACI* en fonction de celles-ci. Les conditions limites sont choisies de façon à obtenir, à l'état stationnaire, la teneur en eau donnée par les auteurs. D'après les informations fournies dans l'article, la couverture a un comportement identique à celui d'un sable. On considère que le résidu a les mêmes caractéristiques mais avec une conductivité hydraulique plus faible. Le coefficient de sorption dans le milieu sec,  $k_{do}$ , et le coefficient de diffusion dans l'air,  $D_o$ , sont calés à partir des valeurs fournies par les auteurs. Les paramètres introduits dans le modèle sont donnés dans la table 5.

**Table 4 : Données de Rogers et Nielson**

Paramètres	Valeur
Hauteur de la couverture	3,66 m
Coefficient de diffusion	$3,5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Masse volumique	$1,6 \cdot 10^3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Coefficient de sorption dans la couverture	$0 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$
Coefficient de sorption dans le talus	$3,5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$
Saturation	0,19
Porosité	0,41
Vitesse de l'air	$0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
Concentration du radium	$2,37 \cdot 10^4 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
Facteur d'émanation	0,26

Avec ces données, on obtient une saturation de 18,5 % uniforme dans le milieu et un flux de radon stationnaire de  $0,35 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ . Ce résultat concorde avec la valeur obtenue par les auteurs ( $0,51 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ) et la valeur moyenne mesurée sur le terrain qui est de  $0,41 \pm 0,25 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

**Table 5 : Paramètres introduits dans TRACI**

<i>Paramètres</i>	<i>Valeur</i>
<b>Caractéristiques hydriques</b>	
$K_{sat}$ dans la couverture	$5,8 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
$K_{sat}$ dans le résidu minier	$1,2 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$
$p$	0,41
$\theta_r$	0,02
$\alpha$	$6,2 \text{ m}^{-1}$
$\beta$	1,6 (-)
<b>Conditions limites</b>	$P_l = 0,6 \cdot 10^5 \text{ Pa}$ , $P_g = 10^5 \text{ Pa}$ en haut et en bas
<b>Paramètres du transport</b>	
$k_{do}$ dans le matériau de couverture	$0 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$
$k_{do}$ dans le résidu minier	$3,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$
$b$	12
$E$	0,26
$D_o$	$1,3 \cdot 10^5 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
$C_{Ra}$ dans le matériau de couverture	$0 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
$C_{Ra}$ dans le résidu minier	$2,3 \cdot 10^4 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$

### Deuxième exemple : Effet d'une couverture multi-couches

La démarche consiste ici à étudier les effets de l'ordre des couches de différents matériaux de couverture, placées au dessus d'un résidu minier. Elle est basée sur les travaux de Hart *et al.* (Har86).

Les conditions aux limites de l'écoulement et les paramètres caractérisant le transport sont identiques dans tous les cas étudiés. Les différents schémas sont donnés dans la table 6.

**Table 6 : Description des schémas**

	<i>Cas 1</i>	<i>Cas 2</i>
*3 (sol)	sable (0.3 m)	limon (0.5 m)
*2 (sol intermédiaire)	limon (1.8 m)	limon (0.5 m)
*1 (argile)	argile (0.6 m)	argile (0.2 m)
*0 (résidu)	sable (5 m)	sable (5 m)

\*données provenant du Cemagref

La saturation, le coefficient de diffusion et les flux de radon calculés par *TRACI* sont donnés pour les différents cas ci-dessous :

Cas	1A	2A	1B
Saturation ; Coefficient de diffusion ( $m^2.s^{-1}$ )	3 9 % ; $3.8 \cdot 10^{-6}$	3 22 % ; $2.8 \cdot 10^{-6}$	1 27 % ; $2 \cdot 10^{-6}$
	2 22 % ; $2.8 \cdot 10^{-6}$	2 22 % ; $2.8 \cdot 10^{-6}$	2 22 % ; $2.8 \cdot 10^{-6}$
	1 27 % ; $2 \cdot 10^{-6}$	1 27 % ; $2 \cdot 10^{-6}$	3 9 % ; $3.8 \cdot 10^{-6}$
	0 9 % ; $3.8 \cdot 10^{-6}$	0 9 % ; $3.8 \cdot 10^{-6}$	0 9 % ; $3.8 \cdot 10^{-6}$
Flux ( $Bq.m^{-2}.s^{-1}$ )	0,96	0,7	0,12

De façon analogue aux observations rapportées par les auteurs, il apparaît que la mise en place de la couche la moins perméable au sommet des différentes couches est la configuration la plus efficace.

### 3) ETUDE DE L'INFLUENCE DE LA PRESSION ATMOSPHERIQUE SUR LA CONCENTRATION DE RADON DANS LE SOL

Les concentrations de radon calculées par *TRACI* sont confrontées aux mesures réalisées dans le sol, sur un volcan des Philippines par le LEIRPA, en collaboration avec l'Université de Savoie à Chambéry. Tous les paramètres nécessaires au modèle ne sont pas acquis sur le terrain. Cependant, grâce à la bonne connaissance du milieu sur lequel les mesures sont réalisées, on se ramène à des valeurs moyennes existant dans la littérature. Le comportement hydrique de la cendre volcanique est ainsi assimilé à celui d'un sol sableux. Les valeurs des paramètres utilisées sont données dans la table 9.

Table 7 : Les paramètres d'entrée

Paramètres hydriques	Valeurs
$K_{sat}$	$2 \cdot 10^{-4} m.s^{-1}$
$\alpha$	$2,4 m^{-1}$
$\beta$	5,5
$p$	0,31
$\theta_r$	$1500 kg.m^{-3}$
$\rho_{sec}$	
Paramètres du transport	
Constante de Henry	0,26
Coefficient d'adsorption	$0 m^3.kg^{-1}$
Concentration en radium	$10,4 Bq.kg^{-1}$
Coefficient d'émanation	0,3

On suppose que la hauteur de la couche insaturée est de 10 m. Pour l'interface sol-atmosphère, l'humidité relative de l'air est de 70 %. La pression atmosphérique, quant à elle, varie sinusoidalement, selon une période de 12 heures et une amplitude de 1,2 mbar. Cette

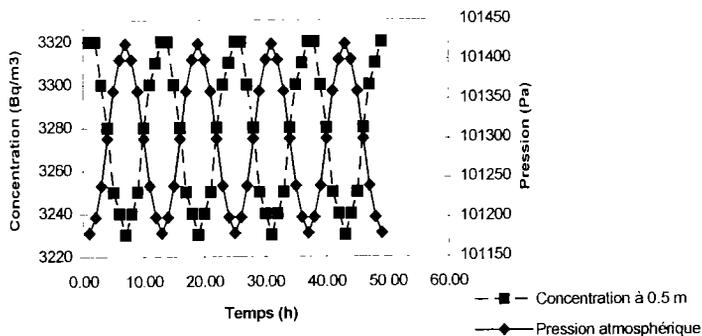
variation correspond aux mesures de pression barométrique en zone intertropicale. Les conditions limites ainsi introduites sont rappelées dans la table 10.

**Table 8 : Conditions limites**

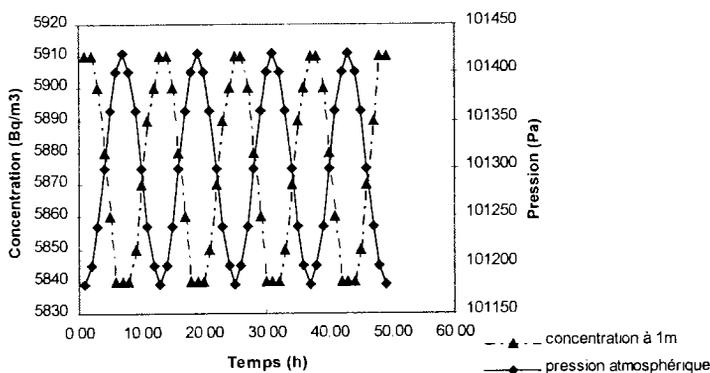
Conditions limites pour l'écoulement	
à la surface	Hr=70 % $P_a=1013\text{mb}+1,2\text{mb} \sin(2\pi t/12)$
inférieure	nappe
Conditions limites pour le transport	
à la surface	Concentration de radon nulle
inférieure	flux de radon nul

Les résultats du code *TRACI* montrent l'influence de la pression atmosphérique sur la concentration de radon dans les couches supérieures du sol. On obtient ainsi de façon analogue à ce qui est observé, une variation quasi-sinusoïdale de même période que le signal d'entrée. La figure 3 montre ainsi l'évolution de la concentration de radon avec le temps, une fois la stationnarité atteinte, à différentes profondeurs. On constate que l'amplitude de la variation s'atténue avec la profondeur. Ces résultats sont aussi conformes aux observations rapportées par Chen *et al.* (Che95).

**Variation de la concentration de radon à 0.5 m de profondeur**



**Variation de la concentration de radon à 1 m de profondeur**



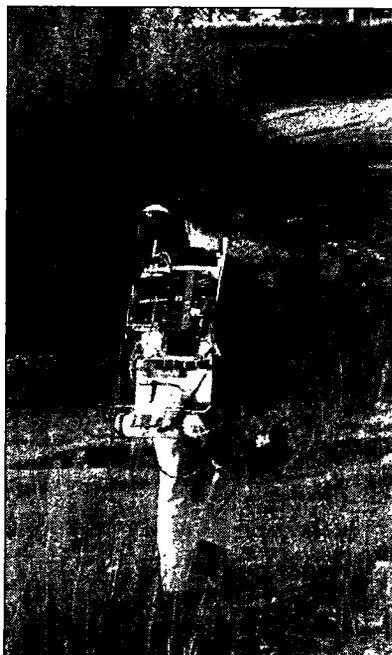
**Figure 3 : Variation de la concentration de radon dans la phase gazeuse du sol en fonction de la pression atmosphérique**

## ANNEXE 2A

### **Présentation du *Système d'Observation et de Cartographie de la Radioactivité Autonome et Transportable pour l'Environnement (SOCRATE)***

*SOCRATE* est un outil de cartographie en temps réel du débit de photons gamma. Il permet de réaliser très rapidement des cartes en courbes d'iso-débit de dose (exposition gamma) à la surface du terrain étudié. Entièrement portable sur un sac à dos, ce système est constitué d'une sonde à scintillateur plastique, d'un système GPS différentiel (précision 20 cm), d'un récepteur radio et d'un ordinateur portable.

La sonde Saphymo MPP2 (6150 Adb), utilisée avec *SOCRATE*, est un scintillateur plastique. Il est composé d'un scintillateur organique traité au  $ZnS$  associé à un photomultiplicateur, qui permet la détection des rayonnements d'énergie comprise entre 23 keV et 7 MeV. Sa grande sensibilité ( $5nSv.h^{-1}$ ) permet d'effectuer des mesures extrêmement précises de très faibles débits de dose (de l'irradiation naturelle en particulier). La valeur acquise toutes les secondes est enregistrée sur le PC portable. La hauteur du détecteur Saphymo durant toute la cartographie est de 0,5 m.

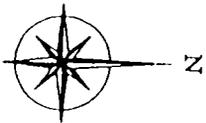


**Figure 2A** : P. Richon effectuant la cartographie du débit de dose (exposition gamma) à l'aide de *SOCRATE* autour du site 2

**ANNEXE 2B**

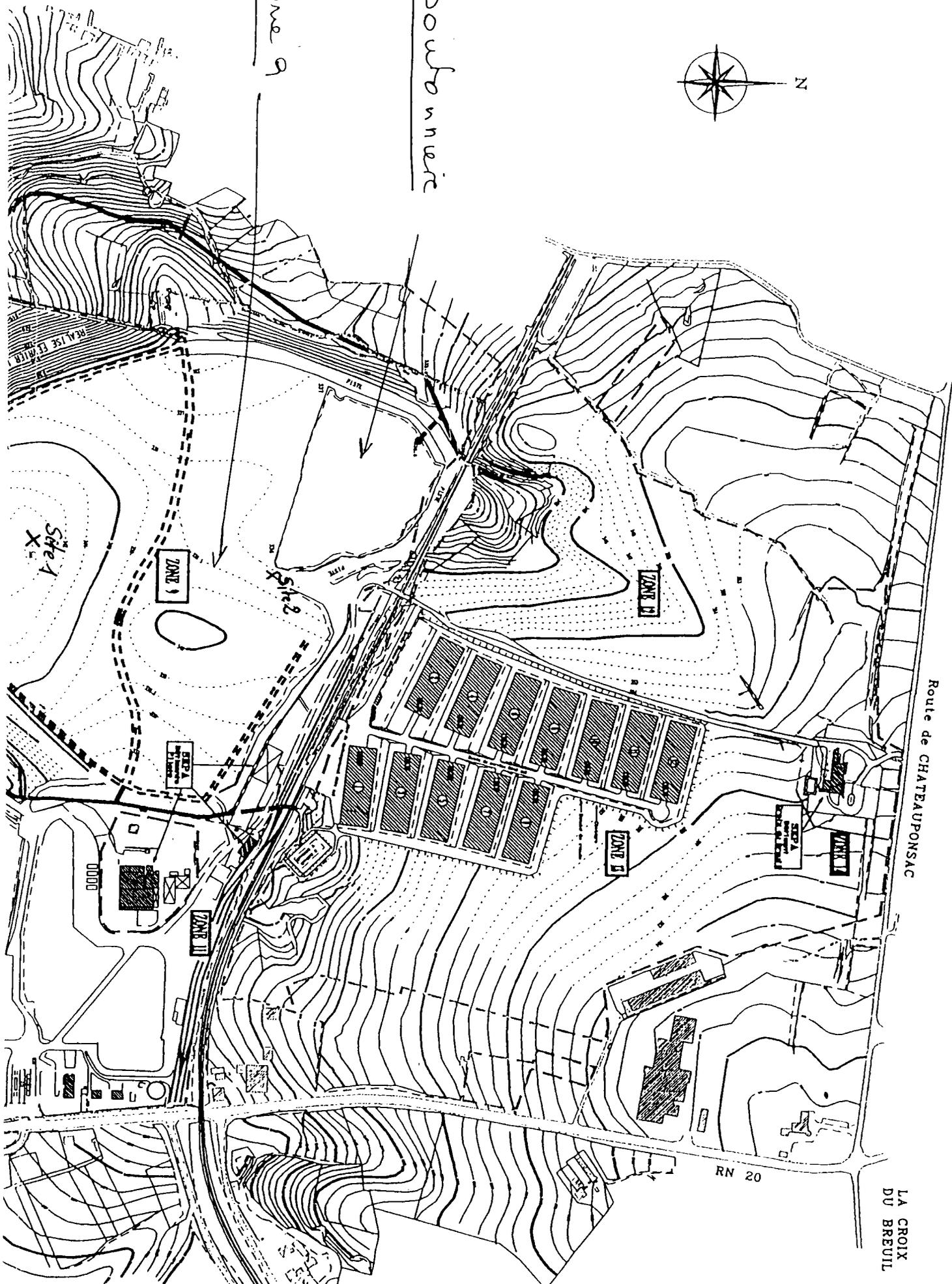
**Plan du site industriel de Bessines-sur-Gartempe**

**- Juillet 1996 -**



La Douliènerie

Zone 9



LA CROIX  
DU BREUIL

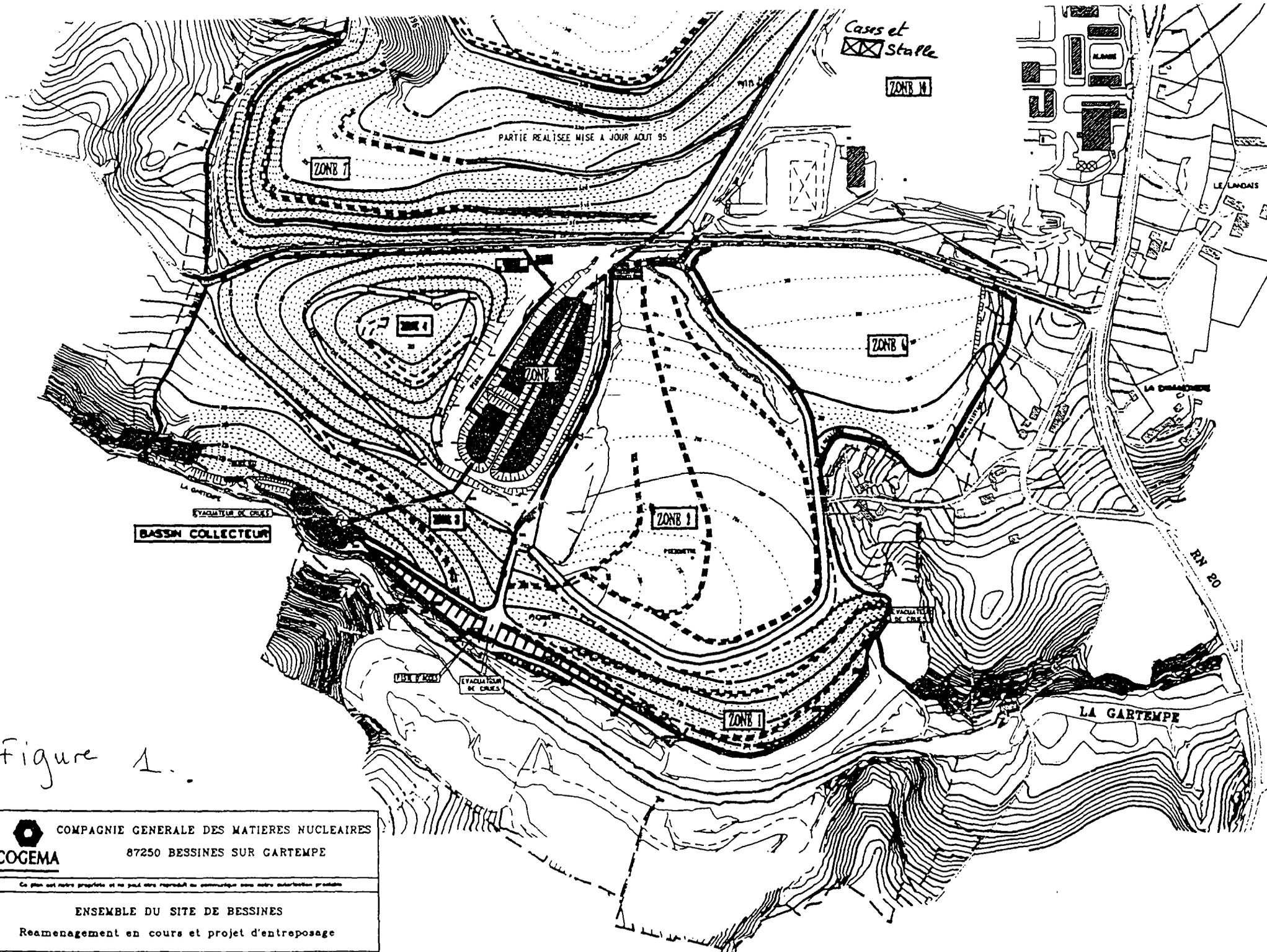


Figure 1.

	<b>COMPAGNIE GENERALE DES MATIERES NUCLEAIRES</b>
	87250 BESSINES SUR GARTEMPE
<small>Ce plan est notre propriété et ne peut être reproduit ou communiqué sans notre autorisation préalable.</small>	
<b>ENSEMBLE DU SITE DE BESSINES</b> Reaménagement en cours et projet d'entreposage	
Format A3	Ech 1/5000
Julillet 1994	Plan No.

### ANNEXE 3

## **Description des études d'incertitude et de sensibilité réalisées sur *TRACI***

Dans le cadre de cette étude, le paramètre  $m$  des caractéristiques hydriques de van Genuchten vaut 1 pour tous les sols au lieu de  $1-1/\beta$ . Les valeurs minimales et maximales des paramètres hydriques  $K_{sat}$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $p$ ,  $\theta_r$  et du transport,  $E_o$ ,  $E_{S^*}$ ,  $k_{do}$  et  $b$  pour chaque classe de sol sont données dans le tableau 1. Les fonctions de distribution associées à chaque variable sont données dans le tableau 2.

Les autres paramètres d'entrée du modèle sont fixés : la même teneur en radium est utilisée pour tous les types de sol. La variabilité du terme source est ainsi liée uniquement à la variabilité du facteur d'émanation. La valeur  $S^*$  du plateau d'émanation est aussi fixée et identique pour tous les types de sol. Les paramètres fixés et leurs valeurs, valables pour tous les types de sol, sont répertoriés dans le tableau 3.

Les conditions initiales et aux limites introduites dans le cadre de cette étude, sont les mêmes pour chaque type de sol. Elles sont données dans le tableau 4. On impose ces conditions sur une durée de 30 jours ce qui nous permet d'atteindre l'état stationnaire pour les concentrations de radon dans le sol.

Les résultats de la variabilité de la saturation et du flux de radon sur chaque classe de sol sont donnés dans le tableau 5.

L'étude de sensibilité est basée sur la régression linéaire multiple entre la variable de sortie  $Y'$ , standardisée et les variables explicatives  $X_i'$ , standardisées. Elle consiste à déterminer les coefficients  $\alpha_i$  tels que :

$$Y' = \sum_i \alpha_i \cdot X_i' + \varepsilon \text{ avec } Y' = \frac{Y - \bar{Y}}{\mu_Y} \text{ et } X_i' = \frac{X_i - \bar{X}}{\mu_X}$$

paramètres	Argile U		Argile E		Limon fin argileux A		Limon fin sableux L	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
$\theta_r$ (-) (Ver89)	0.25	0.29	0	0.3	0.04	0.14	0	0.22
$p$ (-) (Ver89)	0.52	0.57	0.39	0.49	0.38	0.46	0.36	0.48
$\alpha$ ( $m^{-1}$ ) (Ver89)	6.00E-02	2.40E-01	2.00E-01	7.77E-01	4.00E-02	4.20E-01	2.00E-02	5.70E-01
$\beta$ (-) (Ver89)	0.57	0.71	0.3	0.96	0.42	1.44	0.32	1.23
$K_{sat}$ ( $m.s^{-1}$ ) (Bra)	1.60E-08	1.60E-07	1.60E-07	2.50E-07	2.50E-07	1.80E-06	1.80E-06	7.10E-06
$k_{do}$ ( $m^3.kg^{-1}$ ) (Rog91a)	0.005	0.015	0.005	0.015	0.005	0.015	5.00E-04	1.50E-03
$b$ (Rog91a)	-13	-12	-13	-12	-13	-12	-13	-12
$E_o$ (-)	0.01	0.1	0.01	0.1	0.01	0.1	0.01	0.1
$E_{S^*}$ (-)	0.25	0.5	0.25	0.5	0.25	0.5	0.25	0.5
	<b>Limon sableux P</b>		<b>Sable limoneux S</b>		<b>Sable Z</b>			
paramètres	Min	Max	Min	Max	Min	Max		
$\theta_r$ (-)	0.07	0.11	0.07	0.14	0	0.1		
$p$ (-)	0.35	0.42	0.32	0.53	0.3	0.54		
$\alpha$ ( $m^{-1}$ )	6.10E-02	5.60E-01	3.41E-01	2.06E+00	1.60E-01	3.71E+00		
$\beta$ (-)	0.58	1.17	0.76	1.27	0.69	2.62		
$K_{sat}$ ( $m.s^{-1}$ )	7.10E-06	1.70E-05	1.70E-05	5.80E-05	5.80E-05	1.00E-04		
$k_{do}$ ( $m^3.kg^{-1}$ )	5.00E-05	5.00E-04	1.00E-06	5.00E-05	0.00E+00	1.00E-06		
$b$	-13	-12	-13	-12	-13	-12		
$E_o$ (-)	0.01	0.1	0.01	0.1	0.01	0.1		
$E_{S^*}$ (-)	0.25	0.5	0.25	0.5	0.25	0.5		

Tableau 1 : Intervalle de variation des paramètres introduit dans l'étude pour chaque classe de sol

Paramètres	Loi de probabilité
$\theta_r$ (-)	Uniforme
$p$ (-)	Uniforme
$\alpha$ ( $m^{-1}$ )	Loguniforme
$\beta$ (-)	Loguniforme
$K_{sat}$ ( $m.s^{-1}$ )	Loguniforme
$k_{do}$ ( $m^3.kg^{-1}$ )	Uniforme
$b$ (-)	Uniforme
$E_o$ (-)	Loguniforme
$E_{S^*}$ (-)	Uniforme

Tableau 2 : Fonctions de distribution utilisées pour la génération des échantillons

Paramètre	Valeurs
Densité à sec	1150 kg.m <sup>-3</sup>
Teneur en radium	10 Bq.g <sup>-1</sup>
S*	0.5 (-)
Constante de Henry	0.26 (-)

Tableau 3 : Valeurs des paramètres fixés

<u>Conditions initiales</u>	<p>à la surface <math>P_l = 0,9 \cdot 10^5 \text{ Pa} ; P_g = 10^5 \text{ Pa}</math></p> <p>à 2 m de profondeur <math>P_l = 10^5 \text{ Pa} ; P_g = 10^5 \text{ Pa}</math></p>
<u>Conditions limites</u>	<p>à la surface flux d'eau et d'air nuls</p> <p>à 2 m de profondeur <math>P_l = 10^5 \text{ Pa} ; P_g = 10^5 \text{ Pa}</math></p>

Tableau 4 : Conditions initiales et limites

*Classe de sol	Saturation	Flux de radon
	-	Bq.m <sup>-2</sup> .s <sup>-1</sup>
Argile(U)	0,87 (0,02)	0,87 (0,34)
Argile (E)	0,71 (0,09)	3,10 (1,58)
Limon fin argileux (A)	0,82 (0,09)	1,54 (1,17)
Limon fin sableux (L)	0,81 (0,10)	1,69 (1,38)
Limon sableux (P)	0,80 (0,07)	1,77 (1,34)
Sable limoneux (S)	0,54 (0,08)	2,43 (2,33)
Sable (Z)	0,48 (0,20)	5,16 (2,23)

\* Selon Vereecken et al (Ver89)

Tableau 5 : Moyenne de la saturation calculée à 5 cm de profondeur et du flux de radon calculé à la surface pour chaque classe de sol, les écarts-type sont indiqués entre parenthèses

Classe de sol	Paramètres importants pour la saturation	Paramètres importants pour le flux de radon
Argile(U)	$\alpha(-0,9) ; \beta(0,3)$	$\alpha(0,8) ; E_{S^*}(0,4)$
Argile (E)	$\theta_r(0,9) ; \alpha(-0,4)$	$\theta_r(-0,8) ; E_{S^*}(0,4) ; \alpha(0,3)$
Limon fin argileux (A)	$\alpha(-0,7) ; \beta(0,6)$	$\alpha(0,7) ; \beta(-0,6) ; E_{S^*}(0,2)$
Limon fin sableux (L)	$\alpha(-0,7) ; \beta(0,5)$	$\alpha(0,7) ; \beta(-0,4) ; \theta_r(-0,4)$
Limon sableux (P)	$\alpha(-0,9) ; \beta(0,4)$	$\alpha(0,8) ; \beta(-0,3) ; E_{S^*}(0,2)$
Sable limoneux (S)	$\alpha(-0,9) ; \theta_r(0,3) ; p(-0,2)$	$\alpha(0,7) ; E_{S^*}(0,6) ; p(0,2)$
Sable (Z)	$\alpha(-0,9) ; \theta_r(0,1)$	$\alpha(0,7) ; E_{S^*}(0,3)$

Tableau 6 : Résultats de l'analyse de sensibilité, les valeurs des coefficients de la régression linéaire multiple sont données entre parenthèses