

Université du Québec
INRS – Eau, Terre et Environnement

Développement et intégration au système de modélisation intégré GIBSI
d'un modèle de transport et du devenir des coliformes fécaux d'origine agricole
à l'échelle du bassin versant

Par
Guillaume Rogel

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître es sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

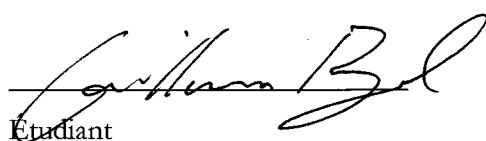
Jury d'évaluation


Président du jury et examinateur interne	Renaud Quilbé, INRS-ETE
Examineur externe	Benoit Barbeau, École Polytechnique de Montréal
Directeur de recherche	Alain N. Rousseau, INRS-ETE
Co-directeur de recherche	Alain Mailhot, INRS-ETE

© Droits réservés de Guillaume Rogel, 2007

Résumé

Une revue de littérature des concepts impliqués dans l'excrétion, le transport et le devenir des agents pathogènes a été produite. Les modèles conceptuels existants dans la littérature y sont aussi exposés. Ensuite, un modèle conceptuel, simple, d'excrétion et de transport des agents pathogènes a été développé et intégré au système de modélisation intégrée de l'eau par bassin versant, GIBSI (Gestion Intégrée par Bassin versant à l'aide d'un Système Informatisé). Sur chaque unité spatiale de simulation (sous bassin versant élémentaire), et pour chaque jour, TransPath simule l'excrétion, l'entreposage, l'épandage (sur les occupations de sols agricoles), la mortalité, le partitionnement, les transports particulaire, libre et hypodermique ainsi que l'excrétion directe du fumier/lisier au cours d'eau. Les concentrations simulées sont globalement du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées et la distribution des concentrations simulées est semblable à celle des concentrations mesurées sur le sous-bassin du Bras d'Henri pour les années 2000 à 2003. Toutefois, les grandes concentrations associées aux événements de précipitations, d'érosion et de transport sont difficilement reproduites. Dans l'optique où GIBSI est conçu pour comparer différents scénarios de gestion agricole entre eux, cet inconvénient n'est pas un problème. Les sensibilités absolue et relative très élevées du coefficient de partitionnement et de la proportion d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau corroborent l'importance accordée à ces processus lors de la conception du modèle TransPath, et ce en accord avec la littérature. Plusieurs informations théoriques seraient nécessaires pour améliorer la modélisation conceptuelle et plusieurs types de données observées sur le terrain seraient très utiles pour tester et caler un modèle conceptuel comme TransPath.


Étudiant


Directeur de recherche

Remerciements

Je tiens particulièrement à remercier les personnes suivantes :

- *Alain N. Rousseau*, pour le soutien académique et moral.
- *Alain Mailhot*, pour sa disponibilité et ses commentaires pertinents.
- *Sébastien Tremblay*, pour son support technique de tous les instants.
- *Renaud Quilbé*, pour son aide appréciée au sujet des rouages de GIBSI.
- *Véronique Jourdain*, pour son support moral continu.
- *Michel Patoine*, de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec, pour avoir fourni les données sur les concentrations en coliformes fécaux du Bras d'Henri.

Ce projet de recherche a été financé par les Fonds Québécois de la Recherche sur la Nature et les Technologies, action concertée en milieu rural et forestier (projet FQRNT 2004-EN-101585).

Merci.

4.2	Excrétions	62
4.2.1	Initialisation des réservoirs.....	63
4.2.2	Apports journaliers.....	64
4.2.3	Pâturage	67
4.2.4	Excrétion directe au cours d'eau	68
4.2.5	Épandage-fertilisation.....	69
4.3	Mortalités	70
4.3.1	Adaptation de l'équation de mortalité	72
4.3.2	Détermination du coefficient de mortalité aux fosses	73
4.3.3	Détermination du coefficient de mortalité au champ	73
4.3.4	Mortalité dans le cours d'eau	74
4.4	Partitionnement.....	75
4.5	Transport particulaire	77
4.6	Transport libre	80
4.7	Transport hypodermique.....	80
4.8	Apport aux tronçons	81
4.9	Résumé.....	82
5	Mise en place sur un bassin pilote.....	83
5.1	Calage.....	83
5.1.1	Le Bras d'Henri et sa représentation dans GIBSI.....	83
5.1.2	Données servant au calage.....	87
5.1.3	Stratégie de calage.....	88
5.1.4	Résultats	90
5.2	Analyse de sensibilité des paramètres et analyse d'erreurs sur les données d'entrée	99
5.2.1	Méthode.....	99
5.2.2	Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres de TransPath.....	101
5.2.2.1	Sensibilité absolue.....	101
5.2.2.2	Sensibilité relative	104
5.2.3	Analyse des erreurs sur les données d'entrée de TransPath et Qual2E-GIBSI	108
5.3	Exemple d'application dans un contexte de gestion	112
5.3.1	Méthode.....	113
5.3.2	Résultats et discussion	114
5.4	Résumé.....	115
6	Résumé et conclusions	119
7	Recommandations.....	125
	Références	127
	Ouvrages consultés.....	135
Annexe A	Production en fumier et lisier dans GIBSI (MAPAQ, AGDEX 538/400.27 et AGDEX 400/00)	143
Annexe B	Production en coliformes fécaux par espèce dans TransPath.....	145
Annexe C	Description des fichiers d'entrée et de sortie du modèle	147

Annexe D	Proportion d'UA ayant accès au pâturage d'après les données du MAPAQ-Estrie.....	153
Annexe E	Description des tables de la base de données bdPathogenes utilisées pour initialiser les tables de TransPath.....	155
Annexe F	Algorithmes pour l'initialisation des tables de la base de données utilisées par le modèle.....	157
Annexe G	Description des tables de la base de données de GIBSI utilisées par TransPath.....	163

Liste des figures

Figure 2.1	Facteurs et processus affectant le devenir des agents pathogènes.	5
Figure 3.1	Relations entre les modèles de GIBSI. (D'après Mailhot et al. (1997) et Filion et al. (2004)).	47
Figure 3.2	Découpage d'une USS dans PHYSITEL.	49
Figure 3.3	Modélisation des trois couches de sol dans HYDROTEL.	50
Figure 3.4	Fonctions des modèles de GIBSI et variables utiles à TransPath.	58
Figure 4.1	Fonctionnement conceptuel général de TransPath.	60
Figure 4.2	Schéma simplifié des 12 réservoirs de coliformes sur une USS.	63
Figure 4.3	Diagramme de l'excrétion et du pâturage dans TransPath.	67
Figure 4.4	Diagramme de l'épandage dans TransPath.	70
Figure 4.5	Diagramme de la mortalité dans TransPath.	71
Figure 4.6	Diagramme du partitionnement dans TransPath.	75
Figure 4.7	Diagramme du transport et de l'apport au cours d'eau dans TransPath.	79
Figure 5.1	Situation géographique du bassin versant de la Chaudière.	84
Figure 5.2	Représentation du sous-bassin de calage dans GIBSI.	84
Figure 5.3	Précipitations et températures mensuelles dans le secteur du bassin de calage.	85
Figure 5.4	Carte de l'occupation du sol du bassin de calage.	87
Figure 5.5	Résultats pour l'année de calage 2003.	92
Figure 5.6	Concentrations et débits mesurés et simulés pour 2003.	93
Figure 5.7	Épandage simulé et observé pour le sous-bassin de calage.	94
Figure 5.8	Résultats pour l'année de validation 2000.	95
Figure 5.9	Résultats pour l'année de validation 2001.	96
Figure 5.10	Résultats pour l'année de validation 2002.	96
Figure 5.11	Fréquence cumulée des concentrations simulées et mesurées.	98
Figure 5.12	Sensibilités absolues des concentrations.	101
Figure 5.13	Sensibilités absolues des charges de coliformes.	104
Figure 5.14	Sensibilités relatives des concentrations médianes simulées.	105
Figure 5.15	Sensibilités relatives des concentrations médianes simulées en hiver.	107
Figure 5.16	Variation de la concentration médiane selon la variation des données d'entrée de TransPath et QUAL2E-GIBSI.	109
Figure 5.17	Performance du modèle d'érosion sur la Beurivage.	110
Figure 5.18	Performance du modèle d'érosion sur le Bras d'Henri.	111
Figure 5.19	USS et tronçons impliqués dans l'exemple d'application (le Bras d'Henri).	113
Figure 5.20	Courbes de probabilité de non-dépassement des concentrations en coliformes pour les scénarios étudiés.	114

Liste des tableaux

Tableau 2.1	Compilation des valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux.	8
Tableau 2.2	Valeurs de pH obtenus par Himathongkham <i>et al.</i> (1999).	15
Tableau 2.3	Valeurs de pH obtenus par Wang <i>et al.</i> (1996a).	15
Tableau 2.4	Valeurs pour le facteur de réduction p.	20
Tableau 2.5	Variation saisonnière de l'apport direct au cours d'eau pour le bassin Shoal Creek au Missouri (Baffaut et Benson, 2003).....	26
Tableau 4.1	Correspondance entre les espèces de GIBSI et les sous-espèces de TransPath.....	65
Tableau 5.1	Données agricoles du bassin de calage.	86
Tableau 5.2	Occupation du sol du bassin de calage.....	86
Tableau 5.3	Valeurs minimales, maximales et de calage des paramètres de TransPath.....	90
Tableau 5.4	Performance par classe de concentrations.....	97
Tableau 5.5	Sensibilités absolues saisonnières des concentrations simulées.....	103
Tableau 5.6	Variations saisonnières de la concentration médiane pour une variation de +100% des données d'entrées.	112
Tableau 5.7	Probabilité de non-dépassement (exprimée en %) pour les critères de contact primaire et secondaire.	115
Tableau annexe 1.	Production en fumier et lisier dans GIBSI.....	143
Tableau annexe 2	Production en coliformes fécaux par espèce dans TransPath.	145
Tableau annexe 3	Proportion d'UA ayant accès au pâturage d'après les données du MAPAQ-Estrie.....	153

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

Afin de comprendre, évaluer et comparer *a priori* l'influence de différentes pratiques agricoles et forestières sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, il faut se doter d'outils prospectifs qui permettent d'intégrer la complexité inhérente à cette échelle. C'est dans cette optique que le système de modélisation intégrée GIBSI (Gestion Intégrée par Bassin versant à l'aide d'un Système Informatisé) a été développé à l'INRS-ETE (Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2005a; 2005b). GIBSI modélise les principaux processus physico-chimiques affectant l'évolution quantitative et qualitative des eaux de surface d'un bassin versant, et inclut un système de gestion, de traitement et de visualisation des données. Implanté sur le bassin versant de la rivière Chaudière, d'une superficie de 6682 km², GIBSI a déjà permis de mener des études prospectives sur l'impact de coupes forestières sur le régime hydrologique (Lavigne *et al.*, 2004), l'impact de l'implantation de stations de traitement des eaux usées sur la qualité de l'eau (Mailhot *et al.*, 2002) et la caractérisation d'objectifs environnementaux de rejet de sources ponctuelle et diffuse (Rousseau *et al.*, 2002). Les récents développements concernent notamment l'intégration d'un module de calcul des ratios avantage/coût des scénarios de gestion agricole (Salvano *et al.*, 2006).

Dans un souci d'utilisation plus étendue, l'INRS-ETE a entrepris au printemps 2004 des travaux portant sur la définition du protocole d'application de GIBSI pour l'analyse à l'échelle du bassin versant de scénarios d'assainissement agricoles (projet FQRNT 2004-EN-101585). La mise en place d'un tel protocole passe notamment par l'amélioration des modèles de transport diffus de polluants agricoles, l'introduction des notions de qualité biologique des cours d'eau et la définition d'une méthode de calage propre aux modèles de pollution diffuse. La contribution présente a plus spécifiquement porté sur le développement d'un modèle d'apport, de transport, et de devenir des pathogènes d'origine animale à l'échelle du bassin versant. En effet, la modélisation dans ce domaine est encore peu développée (Ferguson *et al.*, 2003). Il s'agissait donc ici de développer et d'intégrer à GIBSI un modèle sur les sources d'agents pathogènes d'origine animale, plus spécifiquement de coliformes

fécaux, ainsi qu'un modèle de devenir et de transport après rejet de fumier/lisier et de coupler le tout avec le modèle de qualité de l'eau de GIBSI. À noter qu'avant la réalisation de ce projet, seuls les rejets ponctuels de coliformes fécaux étaient considérés.

1.2 Problématiques

Les agents pathogènes sont des bactéries, des virus ou encore des protozoaires qui peuvent causer des maladies chez l'humain. Ils sont transmissibles des animaux à l'homme par voies hydriques. Les excréments d'animaux d'élevage épandus pour fertiliser les terres agricoles ou encore celles qui se retrouvent au sol ou dans les cours d'eau des zones de pâturage contiennent de tels agents pathogènes. L'eau de ruissellement agit alors comme un vecteur de transport dans l'environnement et peut potentiellement atteindre les sources d'approvisionnement en eau.

Les conséquences peuvent être très graves pour la santé humaine. En 1993 à Milwaukee (Wisconsin), près de 400 000 personnes ont été infectées par le ruissellement printanier d'eau contenant des oocystes de *Cryptosporidium* provenant d'animaux en pâturage (Guan et Holley, 2003). En 2000 à Walkerton (Ontario), six personnes sont décédées et plus de 2000 autres ont été infectées à la suite de la contamination de puits mal entretenus (Stratton *et al.*, 2004). Faisant suite à des précipitations abondantes, la bactérie *E. coli* s'était infiltrée par l'eau de ruissellement provenant des champs avoisinants.

De manière générale, la contamination bactériologique actuelle des cours d'eau est une problématique des régions agricoles et ne se limite pas à certains événements ponctuels ou à certaines localités. Cette contamination est plus difficile à cerner et à traiter car elle est diffuse et affecte un grand territoire. Une étude de l'ADN des coliformes fécaux (Baffaut et Benson, 2003) au Missouri indique qu'en période estivale, 40% des coliformes proviennent des animaux en pâturage, 28% de divers animaux domestiques (chevaux, chiens, porcs), 18% des volailles, 11% des humains et 3% de la faune sauvage. Globalement, peu de données sont disponibles sur la part de la contamination bactériologique diffuse. C'est pourquoi il est

intéressant d'utiliser des modèles conceptuels qui permettent d'identifier les sources possibles de contamination ainsi que de quantifier l'apport relatif de chacune des sources.

Pour développer de tels modèles, on utilise les connaissances acquises sur le terrain et en laboratoire. Les modèles permettent ensuite d'identifier où sont les lacunes dans nos connaissances et ainsi orienter les recherches qui permettront à leur tour de développer des modèles plus précis. Les sources de pathogènes d'origine animale en milieu rural sont multiples et, pour l'instant, les processus de transport par les eaux et de mortalité à l'échelle du bassin versant sont encore mal connus (Ferguson *et al.*, 2003). Peu de modèles complets et fiables ont été développés et certains utilisent des approches empiriques pour l'estimation de certains paramètres (Berthiaume, 2003). De plus, ces modèles de transport utilisent des paramètres souvent difficiles à mesurer auxquels sont associés de grandes incertitudes.

Plusieurs équations provenant de la littérature peuvent modéliser les différents processus intervenant dans le transport des pathogènes d'origine diffuse agricole. La disponibilité des données (paramètres d'entrée) et l'importance de chaque processus à l'échelle de modélisation du système GIBSI doivent être évaluées afin de guider la sélection des équations les plus prometteuses. La disponibilité des données d'entrée est la principale contrainte lors de la sélection des équations servant à modéliser les différents processus.

1.3 Objectifs

L'objectif général de ce mémoire était de développer un modèle de transport des agents pathogènes et de l'intégrer à GIBSI afin de compléter en partie son développement pour en faire un outil fonctionnel d'aide à la décision dans le contexte de la gestion de l'eau par bassin versant. Plus spécifiquement, les objectifs étaient les suivants :

- (1) Évaluer l'importance des différents processus affectant l'excrétion et le devenir des agents pathogènes en milieu agricole.
- (2) Évaluer la disponibilité et la pertinence des équations qui leur sont associées.
- (3) Évaluer les possibilités d'intégration de ces équations à GIBSI.

- (4) Programmer le modèle de transport des agents pathogènes.
- (5) Caler le modèle et établir son domaine de validité.
- (6) Conduire une analyse de sensibilité sur les paramètres du modèle et une analyse de l'impact d'erreurs sur les variables d'entrée (tant du modèle de transport que du modèle de qualité de l'eau de GIBSI) sur les apports et concentrations simulés.
- (7) Illustrer le potentiel d'utilisation du modèle dans le cadre de scénarios d'assainissement agricole.

2 Revue de littérature du transport des agents pathogènes

Une multitude de facteurs influence la production, la survie et le transport d'agents pathogènes sur un territoire donné: le nombre d'individus de chaque espèce animale, la quantité de fumier/lisier produit, la concentration en agents pathogènes dans le fumier/lisier, le temps d'entreposage du fumier/lisier, le nombre et le type d'animaux qui ont accès aux pâturages, la température, la quantité et le type d'épandage, les précipitations, *etc.* Bigras-Poulin *et al.* (2004) dressent une liste complète de ces facteurs. Pour modéliser l'apport et le devenir des agents pathogènes, il faut tout d'abord connaître et comprendre les processus qui sont impliqués. Plusieurs concepts utiles sont présentés dans la première partie de ce chapitre, suivi d'un survol des modèles existants. La figure 2.1 schématise les facteurs et processus affectant l'apport et le devenir des agents pathogènes.

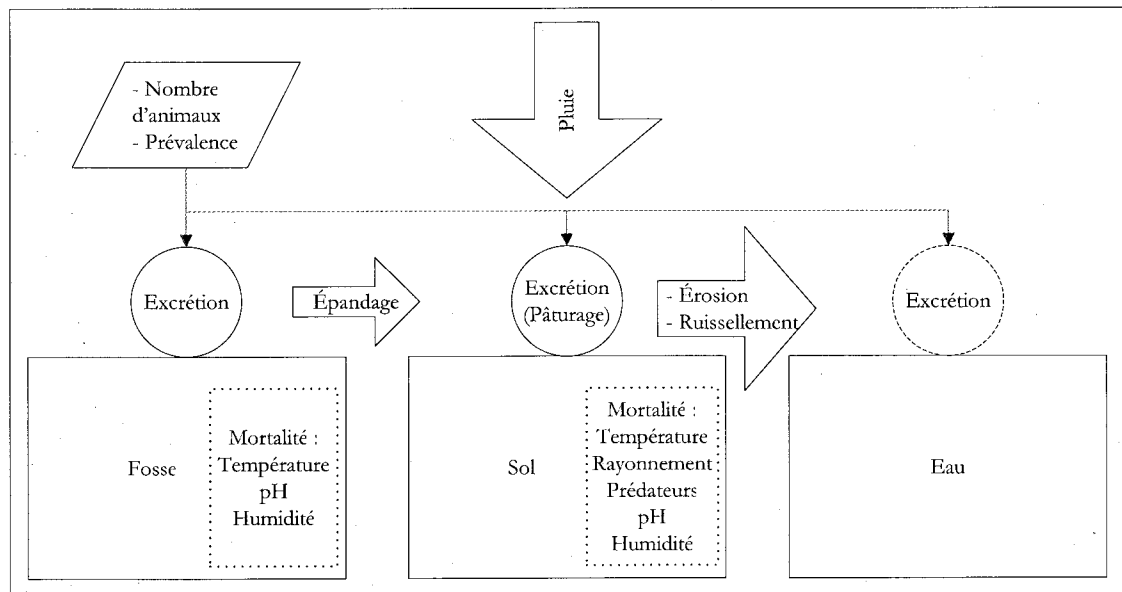


Figure 2.1. Facteurs et processus affectant le devenir des agents pathogènes.

2.1 Concepts utiles

2.1.1 Agents pathogènes et bactéries indicatrices

Les agents pathogènes sont des organismes qui peuvent potentiellement infecter les humains. Ce sont des bactéries (*Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella*, *Campylobacter*, etc.), des virus (*Enterovirus*, *Rotavirus*, etc.) et des protozoaires (*Cryptosporidium*, *Giardia lamblia*, etc.). Une description plus détaillée de ces agents pathogènes est disponible dans Fillion *et al.* (2004).

Le suivi de tous ces agents pathogènes serait techniquement difficile et très onéreux. C'est pourquoi on utilise des bactéries indicatrices de pollution, généralement associées aux agents pathogènes dans la nature. Un bon indicateur doit être facilement détectable à l'aide de tests simples de laboratoire, être généralement absent des cours d'eau non pollués, être présent en concentrations qui indiquent l'ampleur de la contamination et avoir un taux de mortalité semblable à celui des pathogènes sous surveillance (USEPA, 2001). Les principaux indicateurs utilisés sont les coliformes fécaux et *E. coli* (principal représentant des coliformes fécaux). Ces indicateurs ne sont pas nécessairement pathogènes. Par exemple, la majorité des souches de *E. coli* ne sont pas pathogènes mais certaines comme *E. coli* O157:H7 représentent un risque sérieux pour la santé humaine. Les bactéries indicatrices servent à établir des critères de qualité de l'eau. Les critères liés aux activités récréatives du Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec (MDDEP) sont de 200 UFC/100mL pour le contact primaire (baignade et autres activités nautiques impliquant un contact direct avec l'eau comme le kayak, la planche à voile, la motomarine, etc.) et 1000 UFC/100mL pour le contact secondaire (activités comportant peu de contact avec l'eau comme le canot, la pêche, la voile, etc.). Une UFC est une unité formatrice de colonie. En laboratoire, le décompte des colonies formées sur des milieux de culture donne le nombre d'unités formatrices de colonies présentes initialement dans l'échantillon prélevé (et donc le nombre de bactéries présentes initialement).

2.1.2 Patron d'excrétion des pathogènes

Un patron d'excrétion correspond à la distribution quantitative de production en agents pathogènes par les animaux sur un territoire donné. Pour ce faire, on doit connaître la prévalence du bétail ainsi que le bruit de fond produit par la faune.

La prévalence est le nombre d'individus contaminés dans une population à un moment donné. Plusieurs facteurs influencent la prévalence à l'intérieur d'un troupeau (De Andrade Lima *et al.*, 2000) : l'alimentation, l'abreuvement, le logement, les conditions d'hygiène, l'âge et le stade physiologique des animaux. De plus, la prévalence varie selon l'espèce de pathogène et la saison.

Aucun jeu de données pour le Québec n'est disponible pour la prévalence. L'*American Society of Agricultural Engineers* (ASAE) publie régulièrement des standards mis à jour sur les caractéristiques des fumiers/lisiers. On y retrouve, entre autres, les concentrations en coliformes fécaux pour les principaux groupes de bétails. Les valeurs présentées sont des valeurs moyennes pour les animaux échantillonnés (contaminés ou non) en UFC/UA. Une UA est une unité animale et correspond à 1000 livres du poids d'un animal. Des valeurs semblables sont disponibles sur le site internet de la *North Carolina State University* (http://www.baec.ncsu.edu/programs/extension/manure/awm/program/barker/a&pmp&c/table_of_content.htm, 2007).

Au Québec, le patron d'excrétion varie au cours de l'année selon les activités agricoles : épandages printaniers avant semis, post-semis, puis à l'automne après la récolte, pâturage de mai à septembre/octobre (voir p.20 De Andrade Lima *et al.*, 2000).

2.1.3 Mortalité bactérienne

Cette section présente les facteurs influençant la mortalité bactérienne ainsi que leur représentation mathématique. Il est d'abord traité de la mortalité dans son ensemble puis de la distinction entre la mortalité en fosse et au champ.

La survie de chaque espèce d'agent pathogène dépend du temps passé dans chaque environnement (en fosse, épandus en surface ou dans le sol) et des caractéristiques de cet environnement : température, humidité, pH, rayonnement solaire, la présence de prédateurs (dans le sol), *etc.* (Nicholson *et al.*, 2005; Jamieson *et al.*, 2004; De Andrade Lima *et al.*, 2000). Ces facteurs environnementaux sont discutés plus loin dans cette section.

L'équation de base rapportée dans la littérature pour modéliser la mortalité bactérienne est la loi de Chick :

$$N_t / N_0 = e^{-kt} \quad [2.1]$$

où N_t est le nombre de bactéries au temps t (jour), N_0 est le nombre de bactéries au temps 0, et k (jour^{-1}) est le coefficient de mortalité (cinétique d'ordre 1 en jour^{-1}).

Le tableau 2.1 présente une compilation de valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux provenant d'études dont les conditions sont pertinentes pour un modèle de transport terrestre des agents pathogènes. Il est à noter que les coefficients de mortalité ne tiennent pas compte, en général, de la période de recroissance initiale observée (Crane et Moore, 1986) lors des premiers jours suivant l'excrétion. Thelin et Gifford (1983) indiquent que la période de recroissance est négligeable pour les terres en pâturage. Tian *et al.* (2002) s'appuient sur ces résultats pour ne pas inclure de facteur de recroissance dans leur modèle.

Tableau 2.1. Compilation des valeurs de coefficients de mortalité pour les coliformes fécaux.

Étude - Conditions environnementales	Température (°C) ou saison	k (éq. 2.1) (jour^{-1})	Source et remarques
Mortalité après épandage fumier/lisier de volaille			
En laboratoire, humidité relative $70 \pm 5\%$	$24,5 \pm 2^\circ\text{C}$		Crane <i>et al.</i> (1980)
Argile, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,074	
Argile, 152000kg/ha fumier, 910 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,787	
Sable, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,532	
Sable, 176000kg/ha fumier, 1050 kgTKN/ha, sur 7 jours		0,652	
Argile, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,071	
Argile, 152000kg/ha fumier, 910 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,239	
Sable, 36500kg/ha fumier, 220 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,035	
Sable, 176000kg/ha fumier, 1050 kgTKN/ha, sur 30 jours		0,267	

site exposé	été	0,677	Van Donsel <i>et al.</i> (1967)
site à l'ombre	été	0,306	
site exposé	automne	0,371	
site à l'ombre	automne	0,576	
site exposé	hiver	0,440	
site à l'ombre	hiver	0,173	
site exposé	printemps	0,223	
site à l'ombre	printemps	0,228	
terrain expérimental	été	0,659	Smallbeck et Bromel (1975)
terrain expérimental	automne	0,104	d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
En laboratoire, sol prélevé d'un terrain fertilisé en fumier à différents taux :	22°C		
0 cm/semaine		0,470	Dazzo <i>et al.</i> (1973)
1,27 cm/semaine		0,419	d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
2,54 cm/semaine		0,279	
5,08 cm/semaine		0,168	
Dans l'eau		0,400	Mahloch (1974) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Dans l'eau		0,640	Canale <i>et al.</i> (1973) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
	20°C	0,220	Bhagat <i>et al.</i> (1972) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Dans l'eau, à partir des demi-vies	9 - 12,5°C	0,980	McFeters <i>et al.</i> (1974) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Échantillons d'eau de pluie	10°C	0,250	Geldreich <i>et al.</i> (1968) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
Boues d'épuration épandues à 14, 16 et 20 t/ha		0,180	Dick (1967) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
		0,180	
		0,250	
fumier/lisier de volaille épandu		0,080	Giddens <i>et al.</i> (1973) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
lagune, pH 7,67	hiver	0,320	Klock (1971) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
lagune, pH 8,03	hiver	0,190	
lagune, pH 7,65	printemps	0,380	
lagune, pH 8,16	printemps	0,220	
lagune, pH 7,36	été	0,690	
lagune, pH 8,40	été	0,360	
digestion anaérobique, pH 7,5	95°C	1,550	
lagune d'eaux usées, pH 7,5	65°C	0,380	
rivière polluée, pH 7,5	67°C	0,290	
rivière propre, pH 7,5	65°C	0,180	
Eau	4°C	0,044	Howell <i>et al.</i> (1996)
	25°C	0,050	
	35°C	0,161	
Sable	4°C	0,053	D'après les temps de demi-vies. N'utilisent pas la décroissance exponentielle comme model.
	25°C	0,095	
	35°C	0,165	
Loam	4°C	0,038	
	25°C	0,044	
	35°C	0,161	
Argile	4°C	0,028	

	25°C	0,019	
	35°C	0,108	
Tas de fumier (vaches laitières) sur le terrain, de octobre à février	2 - 8°C	0,066	Jones (1971) d'après Crane et Moore (1986)
Tas couvert (pour la pluie) sur le terrain, de octobre à février	2 - 8°C	0,028	
Étude sur 10 jours			
En laboratoire, aérobie	25°C	0,829-1,760	Coles (1973) d'après
	7°C	0,557	Crane et Moore (1986)
	25°C	0,368	
Sur le terrain, aérobie	21-33°C	1,350	
Sur le terrain, anaérobie	21-33°C	0,375	
Effluents de lagunes porcines	23-28°C	0,277	Krieger <i>et al.</i> (1976) d'après
En laboratoire, anaérobie, pH = 7,0			Crane et Moore (1986)
Fumier/lisier porcin épandu sur un lot en pâturage	0-25°C	0,470	Crane <i>et al.</i> (1978) d'après
Étude sur 28 jours, humidité du sol = 24%/w/w, pH du sol = 6,4, limon sableux fin (fine sandy loam)			Crane et Moore (1986)
Fumier de volaille épandu sur sol nu	25°C	0,342	Crane <i>et al.</i> (1980) d'après
Limon argileux (clay loam), sur 7 jours, capacité au champ à assèchement, pH du sol = 4,5-6,5		0,257	Crane et Moore (1986)
Boues d'épuration anaérobiques incorporées dans le sol moyenne pour 4 types de sol, pH=5,8-7,1			Hagedorn (1980) d'après Crane et Moore (1986)
Étude sur 2 semaines	hiver (2-12°C)	0,304	
Étude sur 7 semaines		0,093	
Étude sur 13 semaines	été (13-35°C)	0,126	
		0,096	
Fumier/lisier porcin épandu	7-15°C		Korkman (1971) d'après
Sur 6 semaines, 50-10%/w/w, scl			Crane et Moore (1986)
En surface		0,286	
En subsurface		0,306	
Irrigation avec effluents de lagunes	Automne	0,230	Smallbeck et Bromel (1975)
Sur 5 semaines, argile			d'après Crane <i>et al.</i> (1980)
Épandage sur terres en pâturage		0,052	Panhorst (2002)
Épandage sur terres en culture		0,040	
Lagune de purin de bovins laitiers		0,011	
Épandage de lisier de porc sur parcelles expérimentales:			Chandler <i>et al.</i> (1981)
Dans le sol (0 à 3,0 cm)	Automne (15,0°C)	0,161	D'après les moyennes des
	Été (18,4°C)	0,235	données obtenues par
	Printemps (13,3°C)	0,245	les auteurs.
	Hiver (9,5°C)	0,196	
En surface (pâturage)	Automne (14,9°C)	0,345	
	Été (18,9°C)	0,240	
	Printemps (13,3°C)	0,576	
	Hiver (8,6°C)	0,347	

Crane et Moore (1986) indiquent que le coefficient de mortalité est un paramètre très variable à cause du comportement non linéaire des différents facteurs qui l'influencent et

parce que l'information concernant les conditions environnementales (et leurs mesures) n'est pas complète. Le pH, la température ou encore l'humidité dans le sol ne sont pas toujours déterminés. C'est pourquoi il est difficile de quantifier l'interaction des variables physico-chimiques et climatiques avec la mortalité bactérienne.

Mancini (1978) a apporté une modification à l'équation de Chick pour tenir compte de l'effet de la température :

$$k_t = k_{20} \theta^{T-20} \quad [2.2]$$

où k_t est coefficient de mortalité à la température T (°C), k_{20} est le coefficient de mortalité à 20°C et θ une constante déterminée de manière empirique (égale à 1,07 pour plusieurs espèces microbiennes).

Reddy *et al.* (1981) ont ajouté des facteurs tenant compte du taux d'humidité, du pH et de la méthode d'application :

$$k_2 = (k_1)(F_T)(F_m)(F_{pH})(F_{ma}) \quad [2.3]$$

où k_1 est le coefficient de mortalité de référence, F_T est le facteur de la température, F_m est le facteur lié au taux d'humidité, F_{pH} est le facteur du pH et F_{ma} est le facteur de la méthode d'application et vaut 1,0 si le fumier/lisier est incorporé au sol et 0,5 s'il est appliqué en surface. Pour k_1 , Reddy *et al.* (1981) dressent une liste des coefficients de mortalité retrouvés dans la littérature dans divers environnement (températures, pH, taux d'humidité). Pour les coliformes fécaux, ils obtiennent une moyenne de 1,14 jour⁻¹ (à partir de valeurs variant entre 0,08 et 9,1). Le facteur de température correspond au θ^{T-20} de l'équation 2.2 et est donné par:

$$F_T = \theta^{(T_2-T_1)} \quad [2.4]$$

où T_1 est la température de référence et T_2 est la température considérée. Enfin, F_{pH} et F_m prennent les valeurs suivantes :

$$\begin{aligned}
F_{pH} &= 1,69 - 0,26 pH & 3,0 \leq pH \leq 6,0 \\
F_{pH} &= 0,25 & 6,0 \leq pH \leq 7,0 \\
F_{pH} &= 0,21 pH - 1,22 & 7,0 \leq pH \leq 8,0
\end{aligned}
\tag{2.5}$$

$$F_m = 0,0241MT + 0,303 \quad 0 \leq MT \leq 30,0 \tag{2.6}$$

où MT est la succion sol-eau en bars.

L'équation 2.3 de Reddy *et al.* (1981) a été reprise et modifiée par la suite par Moore *et al.* (1989) :

$$k = (k_1)(F_T)(F_{ap})(F_{pH}) \tag{2.7}$$

où k_1 est le coefficient de mortalité de base ($0,50 \text{ jour}^{-1}$), F_T le facteur de correction de température ($1,0675^{(T-20)}$), F_{ap} le facteur de méthode d'application (0,50 en surface et 1,0 incorporé au sol) et F_{pH} le facteur pH tel que décrit précédemment.

Pour leur modèle, Tian *et al.* (2002) ont développé un coefficient de mortalité lié à la température et la radiation solaire :

$$k = \frac{TE}{a_1} + \frac{IR}{a_2} \tag{2.8}$$

où TE est la température moyenne journalière ($^{\circ}\text{C}$), IR la radiation journalière ($\text{MJ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$), a_1 ($^{\circ}\text{C j}$) et a_2 (MJ m^{-2}) sont des constantes telles que k soit à l'intérieur d'un intervalle de valeurs tirées de la littérature. Collins et Rutherford (2004) ont appliqué le modèle de Tian *et al.* (2002) sur un bassin versant de Nouvelle-Zélande. Ils ont calé les constantes a_1 et a_2 de manière à ce que la valeur du coefficient de mortalité se situe entre $0,37 \text{ j}^{-1}$ et $0,5 \text{ j}^{-1}$ l'été et entre $0,15 \text{ j}^{-1}$ et $0,23 \text{ j}^{-1}$ l'hiver.

Les équations de mortalité bactérienne tentent de tenir compte des différents facteurs environnementaux qui affectent la survie des agents pathogènes. Ces facteurs varient bien entendu selon le milieu. Lors de l'entreposage dans les fosses, les conditions environnementales comme la température, l'aération, le rayonnement solaire et le pH qui affectent le fumier/lisier sont différentes de celles qui prévalent une fois épandu au sol.

Les valeurs de coefficients de mortalités utilisées par les modèles de transport des agents pathogènes sont généralement plus élevées dans l'environnement sol que dans l'environnement fosse (voir tableau 2.1 précédemment). Panhorst (2002) a déterminé des coefficients de mortalités de $0,011 \text{ jour}^{-1}$ pour la fosse et de $0,052 \text{ jour}^{-1}$ et $0,040 \text{ jour}^{-1}$ pour le fumier/lisier en pâturage et en épandage respectivement. Par ailleurs, les modèles ARM II (Panhorst, 2002) et MWASTE (Moore *et al.* 1989) utilisent le facteur de correction F_{ma} de l'équation 2.3 qui vaut 0,5 quand le fumier/lisier est incorporé au sol et 1 quand il est épandu en surface (la mortalité est donc plus faible pour le fumier/lisier dans le sol). Cette équation met en lumière les différences des conditions environnementales à la surface du sol et dans le sol.

Dans les fosses où le fumier/lisier est entreposé, les conditions de température et de pH sont plus stables qu'au champ car le fumier/lisier est à l'abri des intempéries et les variations diurnes et saisonnières sont atténuées. En ce sens, la température des fosses couvertes est plus élevée que celle des fosses à ciel ouvert. Fleming et MacAlpine (2004) rapportent des températures dans des fosses à lisier dans le sud-ouest de l'Ontario. Pour la fin de l'été la moyenne est $17,2 \text{ °C}$ pour une fosse couverte et $13,9 \text{ °C}$ pour une fosse non couverte. En automne, la moyenne pour une fosse couverte et non couverte est $13,0 \text{ °C}$ et $3,6 \text{ °C}$ respectivement.

Selon Fleming et MacAlpine (2004), la mortalité est également plus faible à cause des conditions anaérobiques et l'absence de radiations solaires. L'expérience de Coles (1973) cité par Crane et Moore (1986) indique également que la mortalité est supérieure en milieu aérobie par rapport à un milieu anaérobie (voir tableau 2.1). Munch *et al.* (1987) confirment ceci avec leur expérience sur la mortalité bactérienne de différents pathogènes

(dont *E. coli*) dans le fumier/lisier de bovins et de porcs aéré et non aéré. Leurs résultats indiquent des coefficients de mortalité plus élevés en milieu aéré qu'en milieu non-aéré.

En ce qui concerne l'influence du pH, plusieurs valeurs sont disponibles dans la littérature pour le fumier/lisier frais et entreposé. Pour le fumier/lisier frais, l'ASAE (2003) donne des valeurs de pH du fumier/lisier de plusieurs espèces animales. Mentionnons les vaches et les bœufs (pH = 7,0), les porcs (7,5) et les poules (6,9). Unc et Goss (2003) rapportent un pH de 8,63 pour le lisier porcin et de 8,66 pour le fumier de vaches.

Fleming et MacAlpine (2004) rapportent un pH moyen dans des fosses à lisier d'Ontario de 7,57. Nicholson *et al.* (2005) ont trouvé un pH de 6,2 à 8,8 pour le fumier/lisier entreposé. Hartel *et al.* (2000) ont mesuré un pH moyen de 7,20 pour le fumier/lisier de poulets mélangé à leur litière.

Les tableaux 2.2 et 2.3 présentent les pH obtenus par Himathongkham *et al.* (1999) et Wang *et al.* (1996a) respectivement. Les deux expériences ont été faites en laboratoire avec du fumier/lisier de bovins. Les valeurs de pH pour le fumier/lisier entreposé se situent entre 6,2 et 9,47 avec une majorité de valeurs entre 7 et 8. À titre indicatif seulement (puisque les valeurs proviennent d'expériences sous différents environnements), la médiane des valeurs recensées de pH est de 7,7.

Tableau 2.2. Valeurs de pH obtenus par Himathongkham *et al.* (1999).

Température (°C)	Position dans le sac	pH final (jour 60)
4	haut	8,84
4	milieu	7,26
4	fond	7,1
20	haut	8,97
20	milieu	7,39
20	fond	7,17
37	haut	9,47
37	milieu	8,73
37	fond	8,54

Tableau 2.3. Valeurs de pH obtenus par Wang *et al.* (1996a).

Température (°C)	Inoculum (UFC/g)	pH (jour 56)
5	10 ⁵	6,8
	10 ³	6,5
22	10 ⁵	7,8
	10 ³	7,7
37	10 ⁵	7,8
	10 ³	7,7

Ces valeurs de pH sont similaires à celles obtenues pour du fumier/lisier au sol. Dans leur expérience en laboratoire avec des mélanges de fumier/lisier et de sol qu'ils observent sur 14 jours, Miller et Berry (2005) obtiennent des pH qui varient globalement entre 7,1 et 8,2 pour le mélange à 5% de fumier/lisier, entre 5,8 et 7,8 pour le mélange à 50% et entre 5,0 et 8,2 pour le mélange à 75%. Ces résultats sont obtenus pour des taux d'humidité variant de 0,11 à 1,5. Miller *et al.* (2004) mesurent un pH moyen de 8,0 dans l'eau de ruissellement provenant d'un terrain d'engraissement pour des bœufs de boucherie. Il semble donc difficile, *a priori*, d'identifier clairement la différence entre le pH du fumier/lisier entreposé et celui du fumier/lisier épandu au sol.

De manière générale, les sols agricoles seraient des environnements hostiles aux pathogènes à cause de conditions physiques, chimiques et biologiques défavorables et d'une pénurie en

éléments nutritifs (Majdoub *et al.*, 2004). Bogosian *et al.* (1996) concluent que les microorganismes ne persistent pas dans les sols agricoles principalement à cause de l'exposition à des toxines, de la prédation par des protozoaires et de la compétition avec la flore normale du sol. En contrepartie, les pathogènes incorporés dans le sol sont soustraits aux effets néfastes des rayons UV qui ont une influence prédominante sur la mortalité bactérienne (Davies-Colley *et al.*, 1999).

NAESI (2005) résume bien les conditions de survie des bactéries pathogènes dans le sol :

- (a) Les bactéries survivent mieux dans les sols humides et pendant les périodes de précipitations abondantes;
- (b) Le taux de survie des bactéries est plus faible dans les sols sableux ayant de faibles capacités de rétention d'eau;
- (c) Les bactéries survivent mieux à faible température;
- (d) Les bactéries survivent moins bien dans les sols acides que dans les sols alcalins;
- (e) Les bactéries survivent moins bien à la surface du sol à cause de l'effet du rayonnement solaire;
- (f) Les bactéries survivent mieux et peuvent même recroître en présence de matière organique; et
- (g) Les bactéries survivent mieux en l'absence d'autres microorganismes.

2.1.4 Partitionnement

Le partitionnement des bactéries/virus entre ceux qui sont en solution dans l'eau et ceux liés aux particules de sol dépend de leur adsorption par les particules de sol. On distingue l'adsorption faible due aux forces de van der Waals qui excèdent les forces de répulsion et l'adsorption forte qui résulte de la liaison extracellulaire de la bactérie à l'aide d'un polymère (Jamieson *et al.*, 2004). La capacité de rétention des bactéries/virus par un sol augmente avec le contenu en argiles, la capacité d'échange cationique et la surface spécifique des particules de sol (Reddy *et al.*, 1981; Guber *et al.*, 2005).

Très peu de données sont disponibles concernant le partitionnement et les coefficients de partitionnement mais le processus aurait une influence importante, voire prédominante, sur le transport des bactéries (Characklis *et al.*, 2005; Henry et Dillaha, 2004; Jamieson *et al.*, 2004; Panhorst 2002). C'est pourquoi certains modèles comme SWAT (Sadeghi et Arnold, 2002) et ANSWERS (Panhorst, 2002) intègrent quand même le partitionnement.

Il est possible de calculer un coefficient de partitionnement (ou coefficient de rétention) K qui caractérise la capacité d'adsorption d'un composé chimique (ou d'une bactérie) à partir d'une isotherme linéaire de Freundlich et Langmuir (Guber *et al.*, 2005; Henry et Dillaha, 2004) :

$$K = \frac{C_s}{C_l} \quad [2.9]$$

où C_s est la quantité d'organismes retenu dans le sol (UFC/g de sol) et C_l est le nombre d'organismes en solution dans la phase liquide du sol (UFC/mL). La quantité de bactéries en solution dans l'eau est alors :

$$BACTSOL = \frac{BACTTOTAL}{(EAU + K \cdot SOL)} \quad [2.10]$$

où $BACTSOL$ est la quantité de bactéries en solution dans l'eau (UFC/mL), $BACTTOTAL$ est la quantité totale de bactéries dans un volume de sol (UFC), EAU est le volume d'eau (mL), K le coefficient de partitionnement (mL/g) et SOL est la masse de sol (g).

K est donc le rapport entre les organismes retenus par le sol et ceux présents en solution. Ce coefficient varie selon le composé (entre 0 pour les nitrates et 10 000 pour certains composés organiques), et est déterminé à partir d'expériences en laboratoire.

Peu de valeurs sont disponibles pour les coliformes fécaux. Reddy *et al.* (1981) indiquent plusieurs mesures empiriques de coefficient de partitionnement mais la seule concernant les

coliformes fécaux est 1909 mL/g. Ce coefficient de partitionnement calculé pour des sédiments en rivière est obtenu avec une densité apparente sol sec de 1,326 g/cm³.

Dans son mémoire, Panhorst (2002) souligne que l'isotherme linéaire (équation 2.9) est une équation décrivant l'adsorption des bactéries par le sol à l'équilibre. Elle cite les travaux de laboratoire de Huysman et Verstraete (1993) qui ont déterminé un temps de 15 à 20 minutes pour que le phénomène d'adsorption soit à l'équilibre. Selon eux, près de 80% des bactéries adsorbées seraient à l'équilibre dans les 10 premières minutes. Panhorst (2002) souligne que ce temps pour atteindre l'équilibre n'est probablement pas respecté lors d'un événement de précipitation intense comme un orage.

Dans leur expérience avec *E. coli*, Ling *et al.* (2002) déterminent des coefficients de partitionnement pour l'adsorption faible et forte. L'adsorption faible correspond aux bactéries qui sont liées à la surface des particules de sol tandis que l'adsorption forte correspond aux bactéries qui restent liées aux particules après avoir été lavées deux fois par une solution saline. Leurs expériences portent sur deux types de sol : l'un possède un pH de 6,3, 0,84% de matière organique, 14% d'argile et 57% de silt; l'autre possède un pH de 5,1, 0,54% de matière organique, 35% d'argile et 28% de silt. Pour le premier sol, le coefficient de partitionnement moyen est $0,33 \pm 0,08$ mL/g pour l'adsorption faible et $0,62 \pm 0,09$ mL/g pour l'adsorption forte. Pour le deuxième sol, les coefficients de partitionnement sont 127 ± 14 mL/g et $25,0 \pm 3,3$ mL/g respectivement.

Characklis *et al.* (2005) ont étudié le partitionnement de différentes bactéries, protozoaires et virus provenant de trois cours d'eau urbains pour des conditions sèches et orageuses. Ils ont séparé l'eau et les sédiments par centrifugation des échantillons recueillis et estimé le nombre d'organismes attachés aux particules de sol et le nombre d'organismes en solution dans l'eau. Ils observent que la fraction associée aux particules varie selon le type d'organismes et selon les conditions météorologiques (temps orageux ou temps sec). Pour les indicateurs bactériens (coliformes fécaux, *E. coli*, enterococci), 20 à 35% des organismes sont liés aux particules de sol par temps sec et 30 à 55% par temps orageux. Ces résultats donnent des coefficients de partitionnement de 0,25 à 0,54 et 0,43 à 1,22 mL/g respectivement.

Henry et Dillaha (2004) ont effectués des expériences en laboratoire pour développer des isothermes de partitionnement entre *E. coli* en solution dans l'eau et *E. coli* attaché aux particules de sols. Ils obtiennent un coefficient de partitionnement de 315 mL/g pour les cultures discontinues et 595 mL/g pour les cultures en chémostat (un appareil permettant la culture de microorganismes dans des conditions physicochimiques constantes). Cependant, les auteurs précisent que ces valeurs ont été obtenues dans des conditions très précises et contrôlées qui ne sont pas représentatives des vraies conditions environnementales.

Reddy *et al.* (1981) précisent qu'il est difficile de mesurer des coefficients de partitionnement et qu'il peut être préférable d'utiliser la relation empirique suivante :

$$K = 2,445 SS - 72,7 \quad [2.11]$$

où K est le coefficient de partitionnement (mL/g) et SS la surface spécifique des particules de sol (m²/g). Puisque les données sur les surfaces spécifiques ne sont pas toujours disponibles, Reddy *et al.* (1981) proposent d'utiliser une relation empirique liant la surface spécifique au contenu en argile :

$$SS = 3,786(\%argile) - 9,84 \quad [2.12]$$

Les équations [2.11] et [2.12] sont valables pour une teneur en argile supérieure à 18%. Si le contenu en argile est inférieur à 18%, la rétention est supposée nulle. L'équation [2.11] a été construite à partir d'un jeu de données de virus et son application est donc limitée.

Panhorst (2002) indique une autre manière de calculer le partitionnement :

$$F_r = FO(1 - p)^r \quad [2.13]$$

où F_r est le nombre de bactéries restant dans le sol (UFC), FO est le nombre initial de bactéries dans le sol (UFC), r est la hauteur d'eau ruisselé ou infiltré (mm) et p est le facteur de pourcentage de réduction. Le tableau 2.4 présente les valeurs de p .

Tableau 2.4. Valeurs pour le facteur de réduction p.

Type de déchet	Épandage	Infiltration	Ruissellement
Solide	--	0.05	0.40
Liquide	Jour 1	0.20	1.00
Liquide	> jour 1	0.05	0.40

Enfin, Ling *et al.* (2002) ont développé une relation empirique pour l'adsorption à la suite de leurs expériences :

$$Ads = 50,5 \ln(C_y) - 102,2 \quad [2.14]$$

où Ads est l'adsorption (%) et C_y est la teneur en argile (%). La relation est valide pour des teneurs en argile de 10% à 54% et pour des pH de 4,9 à 7,5.

De cette relation, ils expriment le coefficient de partitionnement comme suit :

$$K = e^{[3,9 \ln(C_y) - 11,3]} \quad [2.15]$$

2.1.5 Transports de surface et hypodermique

Le transport des bactéries adsorbées aux particules de sol est associé à l'érosion. La majorité des bactéries sont liées aux particules de sol dans les premiers centimètres sous la surface. Panhorst (2002) cite une expérience démontrant que 92 à 97% des bactéries fécales demeurent dans les premiers 2 à 4 cm du sol. Entry *et al.* (2000), pour leur part, affirment d'après leurs expériences que les bactéries se concentrent dans les premiers 5 cm de sol. Cette couche de sol est nommée EDI (*Effective Depth of Interaction*) par Panhorst (2002). Elle sera désignée comme couche efficace d'interaction. Pour modéliser le transport des pathogènes, il faut donc principalement s'intéresser au transport de surface et au transport hypodermique. Les modèles de transports des agents pathogènes existants ne tiennent pas compte du transport par l'écoulement souterrain. Ce processus est négligeable à cause de