

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

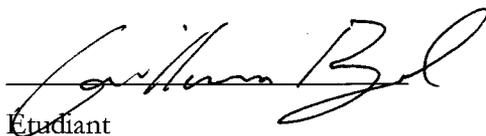
Jury d'évaluation

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.

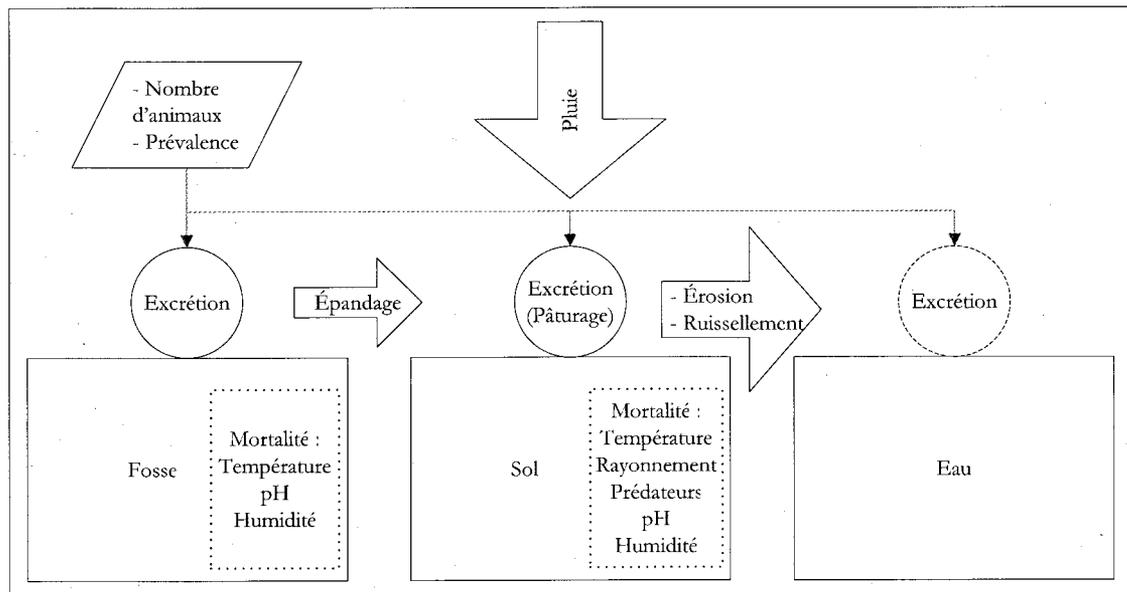


Figure 2.1. Facteurs et processus affectant le devenir des agents pathogènes.

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.bae.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	D'après les temps de
Sable	4°C	0,053	demi-vies. N'utilisent pas la
	25°C	0,095	décroissance exponentielle
	35°C	0,165	comme model.
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:

$$F_T = \theta^{(T2-T1)} \quad [2.4]$$

où $T1$ est la température de référence et $T2$ 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 $17,2 \text{ }^\circ\text{C}$ pour une fosse couverte et $13,9^\circ\text{C}$ pour une fosse non couverte. En automne, la moyenne pour une fosse couverte et non couverte est $13,0^\circ\text{C}$ et $3,6^\circ\text{C}$ 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

l'effet de filtration et d'adsorption du sol sauf dans le cas d'un réseau karstique ou encore en présence de macropores particulièrement importantes (Tian *et al.*, 2002).

2.1.5.1 Transport hypodermique

Le transport hypodermique est le transport lié au ruissellement latéral de l'eau dans la première couche de sol. L'apport en pathogènes est moins important que pour le transport de surface (libre et particulaire¹, discuté plus loin).

Joy *et al.* (1998) ont recueilli les eaux de drainage souterrain de champs où du lisier avait été appliqué. La quantité de biotraceurs récupérée varie de 0,0001% à 1% de la quantité dans le lisier appliqué. Ils indiquent que le temps écoulé entre l'application et la première pluie semble avoir plus d'influence sur la quantité récupérée que les volumes épandus ou que les conditions du champ avant l'épandage.

Collins et Rutherford (2004) ont calibré le modèle de Tian *et al.* (2002) (présenté à la section 2.2.8) de manière à ce que le transport des bactéries via le ruissellement hypodermique ne dépasse pas 10% de la quantité de bactéries disponibles pour une journée. Ils indiquent toutefois que la contribution du transport hypodermique est généralement inférieure à 1% (de l'apport total au cours d'eau). Dans leur modèle, la percolation provenant d'une distance de plus de 50 m du cours d'eau ne contribue pas au transport hypodermique. Au delà de cette distance, les auteurs supposent que les bactéries sont filtrées ou sont mortes à cause du temps de transport trop grand.

Hunter *et al.* (1992) présentent une expérience identifiant l'apport respectif des transports de surface et hypodermique pour les coliformes fécaux. Ils obtiennent une contribution relative du transport hypodermique de 2,6% en prenant la moyenne des charges médianes pour leurs sites.

¹ Le terme particulaire est utilisé dans ce texte pour qualifier ce qui est attaché à des particules de sol ou d'excréments. Il sera donc question de pathogènes particulaire et de transport particulaire.

Trask *et al.* (2004) ont étudié les transports de surface et hypodermique des oocystes de *cryptosporidium*. Ils ont utilisé deux sols (sol nu et avec couvert végétal) sur trois pentes différentes (1,5%, 3,0% et 4,5%), subissant trois événements de pluie de 44 minutes selon deux intensités différentes (25,4 et 63,5 mm/h). La moyenne des pourcentages de récupération des oocystes est 0,18% pour le sol nu et 16,27% pour le sol avec couvert végétal.

2.1.5.2 Transport par l'érosion du sol et le ruissellement de l'eau de surface

Pour modéliser l'érosion du sol, les modèles utilisent presque tous l'équation universelle de perte de sol (Universal Soil Loss Equation) ou une de ses variantes tel que sa version révisée (RUSLE) :

$$A = (R)(K)(LS)(C)(P) \quad [2.16]$$

où A est le taux potentiel d'érosion des sols (t/ha), R est le facteur du climat (érosivité) (MJ·mm/ha·h), K le facteur du sol (érodabilité) (t·h/MJ·mm), LS le facteur de la topographie (longueur/intensité de pente), C le facteur du couvert végétale et P le facteur de pratique de conservation. Ces facteurs sont longuement décrits dans plusieurs ouvrages (Renard *et al.*, 1997). Dans la version révisée (RUSLE), les calculs des différents facteurs ont été améliorés.

Pour le modèle COLI, Walker *et al.* (1990) utilisent l'équation modifiée de perte de sol (MUSLE) :

$$Y = 11,8 [Q q_p]^{0,56} K L S C P \quad [2.17]$$

où Y (tonne) est la quantité de sédiment produit lors d'un événement de précipitation, Q (m³) le volume de ruissellement d'eau et q_p (m³/s) le ruissellement de pointe. Cette équation est utilisée conjointement à une équation calculant la densité bactérienne dans le sol. Le transport combiné tient donc compte de l'érodabilité du sol, de sa pente, du débit de pointe, de la conservation du sol et des pratiques culturales.

De son côté, le modèle SWAT (Sadeghi et Arnold, 2002) simule le transport de la fraction absorbée des bactéries à l'aide de l'équation universelle d'érosion des sols (USLE) et suppose que la fraction non-adsorbée est entièrement disponible lors des événements de ruissellement (Jamieson *et al.*, 2004).

Dans le modèle développé par Tian *et al.* (2002), le transport est modélisé suivant le concept de la transmission effective (*ED*) d'une quantité de bactéries à partir d'une cellule de modélisation :

$$ED = SDR b E \quad [2.18]$$

où b (jour^{-1}) est le taux de diffusion des bactéries, E (UFC) est la quantité totale de bactéries dans la cellule de modélisation et SDR (m^{-1}) est un ratio de transmission calculé comme suit :

$$SDR = \frac{a_3}{DTS} \quad [2.19]$$

où a_3 est une constante et DTS la distance (m) entre le centre de la cellule et le cours d'eau.

2.1.6 Bruit de fond de la faune

La quantité de pathogènes présents dans la nature correspond au bruit de fond de la faune. Ce sont les pathogènes produits principalement par les oiseaux et les petits mammifères qui vivent près des cours d'eau en milieu rural.

Baffaut et Benson (2003) ont déterminé l'origine des coliformes fécaux pour un bassin versant du Missouri en analysant l'ADN de ceux-ci. Le bassin versant était composé de zones de pâturages à 89% et le reste (11%) de zones boisées. Pour la saison récréative (1^{er} avril au 31 octobre), ils estiment que la contribution du bruit de fond provenant des animaux sauvages est négligeable (3%) et ne l'incluent donc pas dans leur modèle. Mentionnons que

cette contribution relative était de 19% pour l'hiver précédant la période d'échantillonnage et de 12% pour l'hiver suivant.

Jamieson *et al.* (2004) mentionnent qu'il est difficile de caractériser le bruit de fond de la faune et que celui-ci peut être important en milieu rural. Il cite Weiskel *et al.* (1996) qui ont déterminé que la sauvagine contribue à près de 67% de la contamination en coliformes fécaux en milieu côtier. Faust (1982) propose une valeur de 400 UFC/g pour un sol non contaminé par le bétail.

Dans la composante de coliformes du modèle HSPF, Yagow *et al.* (2001) estiment l'apport direct par la faune comme une fraction de la charge journalière d'après une règle du pouce (*best professional judgment*). Pour les 14 sous bassins versants analysés, près de 11% de la charge en coliformes provient de la faune sauvage.

2.1.7 Apports directs au cours d'eau

Une grande proportion des excréments provenant des animaux au pâturage ayant accès aux cours d'eau se fait directement dans ces derniers (James *et al.*, 2006). Cet apport direct peut donc être une source très importante de contamination bactériologique. Les pathogènes ainsi produits peuvent être entraînés plus facilement vers le cours d'eau principal.

Tiedemann *et al.* (1987) cité par Tian *et al.* (2002) indiquent que les concentrations en coliformes fécaux sont plus fortement déterminées par la présence du bétail dans le cours d'eau que par le nombre absolu de têtes de bétail sur un territoire.

Dans une expérience portant sur la quantité de phosphore provenant des zones de pâturage, James *et al.* (2006) observent la préférence du bétail à faire leurs excréments dans le cours d'eau. Ils citent un grand nombre d'études allant dans le même sens. Dans leur expérience, le phosphore provenant de l'excrétion directe par les animaux en pâturage représenterait près de 10% de la charge totale en phosphore attribuée aux activités agricoles.

Collins et Rutherford (2004) citent une étude menée au Colorado (Gary *et al.*, 1983) qui indique que 7% à 11% du fumier/lisier est excrété directement dans le cours d'eau. Le bétail passerait plus de temps près des cours d'eau à la recherche de fourrage de meilleure qualité. Pour leur modèle appliqué à des pâturages de Nouvelle-Zélande, Collins et Rutherford (2004) fixent arbitrairement une proportion de 8% car les ruisseaux seraient moins accessibles qu'au Colorado.

Yagow *et al.* (2001) ont utilisé le modèle HSPF et ils indiquent que l'excrétion directe au cours d'eau par le bétail et/ou la faune est de loin la source principale de contamination influençant le plus la moyenne géométrique sur 30 jours des concentrations en coliformes fécaux, particulièrement en période d'étiage et de débit normal. La quantité de fumier/lisier excrété directement au cours d'eau par les animaux en pâturage est proportionnelle au temps passé dans le cours d'eau. La quantité excrétée directement au cours d'eau par la faune représente une fraction (non spécifiée) de la charge journalière produite par la faune établie selon une règle du pouce (*best professional judgment*).

Baffaut et Benson (2003) ont déterminé que 25% des animaux ont un accès direct au cours d'eau. Dans le modèle qu'ils appliquent, la quantité de fumier/lisier directement excrété au cours d'eau varie de manière mensuelle de façon à tenir compte des variations saisonnières de températures (tableau 2.5). Ces données ont été déterminées pour un bassin versant du Missouri et ne sont pas transposables au Québec où les animaux sont généralement en pâturage de mai à octobre.

Tableau 2.5. Variation saisonnière de l'apport direct au cours d'eau pour le bassin Shoal Creek au Missouri (Baffaut et Benson, 2003).

Mois	Pourcentage de fumier/lisier excrété directement au cours d'eau
janvier	3%
février	3%
mars	3%
avril	4%
mai	4%
juin	7%
juillet	10%
août	10%
septembre	7%
octobre	4%
novembre	3%
décembre	3%

2.2 Modèles existants

Cette section permet de passer en revue les différents efforts de modélisation effectués pour l'excrétion et le transport des pathogènes. Bien qu'il puisse exister des modèles statistiques et stochastiques, seul les modèles conceptuels sont présentés dans le cadre de ce travail qui a pour but l'élaboration d'un modèle qui suit l'esprit conceptuel du système de modélisation auquel il s'intègre. Les équations importantes liées aux différents processus abordés à la section 2.1 sont mentionnées tandis que les équations de bilan de masse sont omises puisqu'elles sont propres à chaque système de modélisation et ne présentent donc pas d'intérêt théorique pour le modèle à construire. Les modèles décrits sont ARM II, MWASTE, COLI, HSPF, SEDMOD, ANSWERS, SWAT, ainsi que le modèle de Tian *et al.* (2002). Ces modèles ont été retenus car ce sont des modèles conceptuels documentés qui ont un intérêt historique (dans le développement des modèles) ou qui représentent les derniers efforts appréciables dans le domaine. Les modèles sélectionnés sont représentatifs mais la liste n'est cependant pas exhaustive.

2.2.1 ARM II

ARM II est le modèle découlant de la modélisation conceptuelle de Reddy *et al.* (1981). Le modèle utilise la loi de Chick (équation 2.1) pour calculer la mortalité bactérienne à l'aide du coefficient de mortalité de l'équation 2.3 utilisant les facteurs de correction liés à la température, au pH, à la méthode d'application et au taux d'humidité. Le partitionnement des bactéries est modélisé en utilisant un coefficient de partitionnement comme celui de l'équation [2.9].

2.2.2 MWASTE (Moore *et al.*, 1989)

Le modèle MWASTE utilise le modèle CREAMS pour l'estimation des processus d'érosion et de ruissellement. Il effectue une simulation pour une espèce animale à la fois (bovins de boucherie, vaches laitières, porcs, moutons, poulets, dindes et chevaux).

Le coefficient de mortalité pour le fumier/lisier entreposé est fixé à $0,3 \text{ j}^{-1}$. Celui pour la mortalité au sol (épandage, pâturage) est déterminé par une version modifiée de l'équation de Reddy *et al.* (1981) et présenté à la section 2.1.3 (équation [2.7]). La loi de Chick est utilisée pour calculer la mortalité. Le partitionnement et le transport des bactéries se font par l'équation [2.13] (Panhorst, 2002) en calculant les bactéries transportées par le ruissellement et l'infiltration.

Mentionnons que MWASTE utilise une équation empirique (Panhorst, 2002) pour modéliser l'effet des bandes végétatives filtrantes :

$$PR = 11,77 + 4,26(S) \quad [2.20]$$

où PR est le pourcentage de réduction de bactéries qui ne doit pas dépasser 75% et S est le rapport de la largeur de la bande filtrante (m) sur la pente (%). La largeur de la bande filtrante doit être supérieure à trois mètres et la pente se situer entre 0 et 15%.

2.2.3 COLI (Walker *et al.*, 1990)

Walker *et al.* (1990) font l'hypothèse que les bactéries déposées au sol sont toutes liées à des particules de sol. Leur modèle, COLI, calcule l'érosion du sol et du fumier/lisier, la densité cellulaire qui lui est associé et la mortalité cellulaire. Le territoire étudié est divisé en 4 catégories: les zones où le fumier/lisier est appliqué en surface, les zones où le fumier/lisier est incorporé au sol, les zones de pâturage et les zones où seuls les animaux sauvages contribuent à l'apport bactérien.

Walker *et al.* (1990) utilisent la version modifiée de l'équation universelle de perte de sol (MUSLE) pour calculer la masse de sol érodée (équation [2.17]).

La masse de sol érodée ainsi calculée est multipliée par la densité bactérienne dans le sol. La relation qui détermine la densité bactérienne dans le sol est :

$$D_i = \frac{(m_i D_m + 100 b t D_s)}{(m_i + 100 b t)} \quad [2.21]$$

où D_i est la densité bactérienne dans le mélange sol-fumier/lisier (UFC/t), m_i la masse de fumier/lisier incorporée au sol (Mg/ha), D_m la densité bactérienne dans le fumier/lisier (UFC/t), 100 un facteur de conversion, b la densité du sol humide au moment de l'incorporation (t/m^3), t l'épaisseur de la couche de sol où le fumier/lisier est incorporé (cm) et D_s la densité bactérienne du sol sans fumier/lisier (UFC/t). Les auteurs sélectionnent une valeur de 400 UFC/g de sol pour les zones sans animaux d'élevage ni épandage.

La mortalité bactérienne n'est pas calculée pour les zones de pâturage et les zones sans pâturage ni épandage. Les auteurs supposent que les apports en bactéries de ces zones atteignent un niveau stationnaire. Ils utilisent l'équation de Chick et l'expression du coefficient de mortalité de Mancini (voir section 2.1.4). La valeur du coefficient de mortalité a été choisie à partir des valeurs de la littérature. Les trois équations sont combinées pour obtenir le nombre de bactéries (UFC) (pour un type de zone déterminé), B_i :

$$B_i = 11,8 \left(10 Q_d A F_i q_p \right)^{0,56} K_i L_i SC_i P_i D_i e^{-k_{20} \theta^{(T-20)t}} \quad [2.22]$$

où 10 est facteur de conversion, Q_d la hauteur du ruissellement (mm), A est la superficie du bassin versant (ha), F_i la fraction du bassin qu'occupe un type de zone, K_i , L_i , SC_i , P_i , D_i les facteurs de l'USLE pour cette zone, T la température dans l'environnement de la bactérie (°C) et t le temps que les bactéries sont soumises à la mortalité à cette température (jours).

Walker *et al.* (1990) utilisent la méthode Monte Carlo pour simuler certaines composantes : la mortalité pendant l'entreposage (à l'aide des températures des 15 derniers jours), le ruissellement et l'érosion.

Le modèle a été appliqué sur un bassin de 324 ha en Virginie pour tester des Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB) en ayant pour objectif le critère primaire de qualité de l'eau (200 UFC/100mL). Selon les résultats des différents scénarios, l'entreposage en fosse à long terme et l'incorporation du fumier/lisier au sol lors de l'épandage seraient de bonnes PGBs. Par contre, les bandes végétatives filtrantes n'ont pas permis pas d'atteindre les objectifs de réduction des concentrations bactériennes.

2.2.4 HSPF

Le modèle HSPF est très polyvalent car il permet à l'utilisateur de choisir les équations modélisant le transport des polluants (Panhorst, 2002). Ainsi, pour la mortalité des coliformes fécaux, l'utilisateur pourrait utiliser la loi de Chick ou encore sa version modifiée. De plus, le modèle permet d'ajouter certains apports de polluants (de manière à représenter, par exemple, l'apport des animaux au pâturage) et peut aussi utiliser une équation de partitionnement (relation semblable à la relation [2.13]).

Par ailleurs, le sous modèle WASHOF permet de calculer le lessivage d'un composé (organique ou chimique) :

$$SQO = SQO \left(1, 0 - e^{-SURO(WSFAC)} \right) \quad [2.23]$$

où SQO est la quantité lessivée de la surface du sol (kg/acre/intervalle de temps), SQO est la quantité en réserve à la surface du sol (kg/acre), $SURO$ est le ruissellement de surface de l'eau (pouce/intervalle de temps) et $WSFAC$ est la sensibilité au lessivage du composé (pouce⁻¹). $WSFAC = 2,30/WSQOP$ où $WSQOP$ est le ruissellement de surface qui permet un lessivage à 90% en 1 heure (pouce).

2.2.5 SEDMOD (Fraser *et al.*, 1998)

Le modèle SEDMOD calcule un coefficient de transport prédisant la quantité de sédiments passant d'une cellule de simulation au cours d'eau. Ce coefficient tient compte de six variables. Chacune est modélisée par une relation empirique provenant de la littérature et est normalisée pour varier de 0 à 100. Les variables sont combinées et la valeur du coefficient de transport varie de 0 à 100% :

$$\text{Coefficient de transport} = SG_r SG_w + SS_r SS_w + SR_r SR_w + SP_r SP_w + ST_r ST_w + SM_r SM_w \quad [2.24]$$

où SG est la variable du gradient de pente, SS est la variable de la forme de la pente, SR est la variable du couvert végétale, SP est la variable de proximité du cours d'eau, ST est la variable de la texture du sol et SM la variable de l'humidité du sol. L'indice r est la valeur, de 0 à 100, de la variable normalisée et l'indice w est le poids relatif de la variable (tel que la somme soit 1).

La variable du gradient de pente est décrite par une fonction de puissance du gradient de pente moyen. La variable de la forme de la pente est fonction du profil moyen de la courbure de la pente : une pente concave induit plus de sédimentation à sa base qu'une pente convexe. La variable du couvert végétal est fonction de coefficients de résistance hydraulique liés au couvert végétal : un couvert végétal diminue le ruissellement et filtre les particules de sol. La variable de proximité du cours d'eau est décrite par une fonction exponentielle décroissante.

La variable de la texture du sol est un pourcentage de teneur en argiles. Enfin, la variable de l'humidité du sol est donnée par :

$$SM = \frac{\text{Superficie du bassin}}{(\text{perméabilité du sol})(\text{pente})} \quad [2.25]$$

2.2.6 ANSWERS (Panhorst, 2002)

Panhorst (2002) a développé un modèle conceptuel de prédiction de la concentration en coliformes fécaux et en *E. coli* dans l'eau de ruissellement. Elle a intégré son modèle au modèle hydrologique ANSWERS-2000. Ce modèle est constitué de trois sous modèles : le sous-modèle d'application des bactéries, le sous-modèle de mortalité cellulaire et le sous-modèle de transport bactérien. Le sous-modèle de transport comprend un sous-modèle de transport particulaire et un sous-modèle de transport en solution.

2.2.6.1 Sous-modèle d'application des bactéries

Ce sous-modèle simule l'application du fumier/lisier sur les cellules (unités spatiales de modélisation). La quantité de bactéries appliquées sur les surfaces cultivées est :

$$BACTERIA = (BACT)(MANURE)(AREA)(1000) \quad [2.26]$$

où *BACTERIA* est le nombre total de bactéries sur la cellule pour une occupation agricole spécifique (UFC), *BACT* la concentration bactérienne du fumier/lisier appliqué sur la culture (UFC/mL ou UFC/g), *MANURE* est la quantité de fumier/lisier appliquée (L/ha ou kg/ha), *AREA* est l'aire de la cellule (ha) et 1000 est un facteur de conversion de L ou g en kg.

Les bactéries sont appliquées au début de la journée de simulation. Le modèle ne tient pas compte du mode d'application. L'utilisateur doit modifier la concentration bactérienne du fumier/lisier appliqué s'il veut en tenir compte.

2.2.6.2 Sous-modèle de mortalité

Le sous-modèle de mortalité bactérienne calcule la mortalité, le partitionnement des bactéries entre le sol et l'eau et la distribution des bactéries en fonction du type de particules de sol.

La mortalité cellulaire est décrite par la loi de Chick et est calculée à la fin de la journée de simulation après tous les autres sous-modèles. Les constantes de mortalité utilisées sont celles que Panhorst (2002) a obtenues sur le terrain. S'il n'y a pas d'application de fumier/lisier sur une cellule, la quantité de bactéries devient 0 car il est supposé que l'apport du ruissellement des cellules sans application est négligeable par rapport aux cellules avec application de fumier/lisier. Après 120 jours entre l'épandage et un premier événement de précipitation la quantité de bactéries est réinitialisée à zéro.

Le partitionnement entre les bactéries dans le sol et dans l'eau est calculé à l'aide de l'isotherme d'adsorption linéaire qui utilise le coefficient de partitionnement de l'équation [2.10] :

$$BactLibre = \frac{BactTotal}{\left[1 + K \left(\frac{MasseSol}{VolEau} \right) \right]} \quad [2.27]$$

$$BactSol = BactTotal - BactLibre \quad [2.28]$$

où *BactLibre* est la quantité de bactéries en solution dans la couche efficace d'interaction (5 cm d'épaisseur) de la cellule (UFC), *BactTotal* est la quantité totale de bactéries restant dans la couche efficace d'interaction sur la cellule (UFC), *K* est le coefficient de partitionnement des bactéries (1909 mL/g), *MasseSol* est la masse de sol dans la couche efficace d'interaction (g), *VolEau* est la quantité d'eau dans la couche efficace d'interaction (mL) et *BactSol* est la quantité de bactéries associées aux particules de sol (UFC).

Ensuite, les bactéries associées aux particules de sol sont distribuées selon la granulométrie, proportionnellement à leurs surfaces spécifiques :

$$BactGranulo = \left(\frac{BactSol}{MasseSol} \right) \left(\frac{SurfGranulo}{SurfTot} \right) \quad [2.29]$$

où $BactGranulo$ est la concentration de bactéries adsorbées pour une classe granulométrique donnée (UFC/g de sol), $SurfTot$ est la surface spécifique totale pour le sol (m^2/g de sol) et $SurfGranulo$ est la surface spécifique d'une classe granulométrique (m^2/g de sol).

2.2.6.3 Sous-modèle de transport

Pour chaque classe granulométrique, les bactéries adsorbées au sol produites dans une cellule sont calculées par le modèle :

$$BactSed = (BactPart)(ProdSed) \quad [2.30]$$

où $BactSed$ est la quantité de bactéries associées aux sédiments pour chaque classe granulométrique par seconde (UFC/s), $BactPart$ est la concentration de bactéries associées à chaque classe granulométrique (UFC/kg sol) et $ProdSed$ est la production de sédiments pour chaque classe granulométrique par seconde (kg/s).

La quantité de bactéries libres transportées se calcule comme suit :

$$C_{av} = (BactEDI) e^{\left[\frac{(Q+FIL-S)\Delta t}{POR+2,65(10-POR)K} \right]} \quad [2.31]$$

où C_{av} est la concentration de bactéries libres disponibles pour le ruissellement et l'infiltration (UFC/kg de sol), $BactEDI$ est la concentration de bactéries dans la couche d'interaction efficace (UFC/kg de sol), Q est le ruissellement à la sortie de la cellule (m^3/s), FIL est le taux d'infiltration (m^3/s), S est le taux de rétention de l'eau dans le sol (m^3/s), Δt est l'incrément de temps (s), POR est la porosité totale de la couche superficielle (mm) et K est le coefficient

de partitionnement (m^3/kg). Il s'agit de la même équation que pour le phosphore labile dans ANSWERS-2000.

La concentration de bactéries libres en solution (UFC/kg de sol) peut être calculée à partir de la relation suivante :

$$C_s = \frac{C_{av}\beta}{1 + K\beta} \quad [2.32]$$

où β est un coefficient d'extraction qui dépend du coefficient de partitionnement K . Les valeurs de coefficients d'extraction utilisés sont les suivantes (Panhorst, 2002) :

$$\begin{array}{ll} \beta = 0,5 & K \leq 1 \\ \beta = 0,598e^{(-0,179K)} & 1 < K \leq 10 \\ \beta = 0,1 & 10 < K \end{array} \quad [2.33]$$

2.2.7 SWAT (Sadeghi et Arnold, 2002)

Dans SWAT, l'érosion est estimée par l'équation universelle de perte des sols modifiée (MUSLE). Le sous-modèle microbien modélise le devenir de deux types de pathogènes : une espèce persistante et une espèce moins persistante. Ces deux espèces ont des taux de mortalité et de re-croissance différents. SWAT procède de cette manière parce que la population d'une espèce persistante (comme *E. coli* O157 et *Cryptosporidium*) peut être initialement insignifiante par rapport à celle d'une espèce moins persistante mais devenir très significative à plus long terme selon la différence des taux de mortalité.

Chaque type de fumier/lisier dans la base de données de SWAT possède un nombre de bactéries associé pour les bactéries persistantes et celles moins persistantes. Un coefficient de partitionnement pour chaque type de fumier/lisier permet de séparer les bactéries en solution et celles adsorbées. Le nombre de bactéries ajoutées lors d'un épandage ou du pâturage est calculé par les équations suivantes :

$$b\text{psol}_i = b\text{psol}_{(i-1)} + cb_p(w\text{man})(1 - b\text{par}) \quad [2.34]$$

$$b\text{psol}_i = b\text{psol}_{(i-1)} + cb_p(w\text{man})(1 - b\text{par}) \quad [2.35]$$

$$b\text{psor}_i = b\text{psor}_{(i-1)} + cb_p(w\text{man})(b\text{par}) \quad [2.36]$$

$$b\text{psor}_i = b\text{psor}_{(i-1)} + cb_p(w\text{man})(b\text{par}) \quad [2.37]$$

où $b\text{psol}$ est le nombre de bactéries persistantes solubles, $b\text{psol}$ est le nombre de bactéries moins persistantes solubles, $b\text{psor}$ est le nombre de bactéries persistantes adsorbées, $b\text{psor}$ le nombre de bactéries moins persistantes adsorbées, pour le jour i et le jour précédent ($i-1$), cb_p est la concentration de bactéries persistantes dans le fumier/lisier, cb_p est la concentration de bactéries moins persistantes dans le fumier/lisier, $w\text{man}$ est la masse de fumier/lisier appliquée et $b\text{par}$ le coefficient de partitionnement.

Lorsque le fumier/lisier est incorporé au sol (mélangé avec la deuxième couche de sol), SWAT calcule le nombre de bactéries pour chaque réservoir (persistantes, moins persistantes, solubles, adsorbées) qui s'intègre à la deuxième couche de sol et n'est donc plus disponible pour le transport :

$$Bact = Bact(1 - emix) \quad [2.38]$$

où $Bact$ (UFC) est le nombre de bactéries d'un réservoir et $emix$ est l'efficacité de l'opération d'incorporation du fumier/lisier au sol.

SWAT applique ensuite la loi de Chick pour la mortalité cellulaire de chaque réservoir de bactéries. L'originalité de SWAT est de calculer tout d'abord un coefficient de mortalité (pour chaque réservoir) en soustrayant un coefficient de re-croissance bactérienne au coefficient de mortalité :

$$k = k_{mortalité} - k_{recroissance} \quad [2.39]$$

Ensuite, SWAT applique l'équation de Moore *et al.* (1989) (équation [2.7]) pour déterminer le coefficient de mortalité selon la température, le pH et la méthode d'application.

Baffaut et Benson (2003) ont appliqué SWAT pour un bassin versant de 365 km² au Missouri. Ils utilisent un coefficient de mortalité de 0,23 jour⁻¹ pour les bactéries au sol et le dixième de cette valeur (0,023 jour⁻¹) pour les bactéries adsorbés aux particules de sol. Ces valeurs sont inspirées de Crane *et al.* (1980) et Reddy *et al.* (1981).

Le transport des bactéries solubles par les eaux de ruissellement est calculé comme suit pour les bactéries persistantes et moins persistantes:

$$BactTrans = \frac{BactSolu \ qd}{K \ bd \ dep} \quad [2.40]$$

où *BactTrans* est le nombre de bactéries transportés (UFC), *BactSolu* est le nombre de bactéries en solution dans l'eau (UFC), *qd* (mm) est la hauteur d'eau de ruissellement, *K* (m³/Mg) le coefficient de partitionnement, *bd* (Mg/m³) la densité du sol et *dep* l'épaisseur de la première couche de sol (10 mm). En remplaçant *qd* par la quantité l'eau passant de la première à la deuxième couche de sol, on obtient la quantité d'eau qui s'infiltré dans cette dernière et qui n'est plus disponible pour le transport.

SWAT utilise l'équation de Moore *et al.* (1989) pour modéliser l'effet des bandes végétatives filtrantes (équation [2.20]).

Dans l'application à un bassin versant de 365 km² au Missouri, Baffaut et Benson (2003) ont élaboré différents scénarios pour évaluer l'impact de différentes PGBs (fuites de fosses sanitaires, accès au cours d'eau du bétail et bandes végétatives filtrantes). Les fuites des fosses sanitaires ont le plus d'impacts sur la qualité de l'eau.

2.2.8 Modèle de Tian *et al.* (2002)

Le modèle de Tian *et al.* (2002) simule le devenir d'*E. coli*. Quatre éléments sont particuliers à cette approche : la dynamique et la distribution des sources diffuses, les processus d'atténuation (la mortalité), le ruissellement diffus et le transport par l'eau de ruissellement.

Pour le modèle de Tian *et al.* (2002) les sources de contamination sont principalement les zones de pâturage où trois facteurs sont influents : la densité du cheptel, la période de pâturage et le taux d'excrétion par le bétail. Tian *et al.* (2002) posent que le fumier/lisier est distribué aléatoirement dans la zone de pâturage. La charge en *E. coli* est calculée comme suit :

$$I(t, i, j) = \frac{R D(t, i, j) p C_s}{A_p} \quad [2.41]$$

où $I(t, i, j)$ est la charge (*E. coli*) au jour t pour une cellule de coordonnées (i, j) , R est le nombre moyen d'*E. coli* par excrément ($108 \cdot 10^6$ *E. coli*/excrément), p est le nombre d'excréments par unité animale (UA) (2,1 excréments/UA), C_s est la superficie de la cellule (m^2), $D(t, i, j)$ est le nombre d'UA pour la période t sur la cellule de coordonnées (i, j) et A_p est la superficie de la zone de pâturage (m^2).

Pour la mortalité bactérienne, Tian *et al.* (2002) n'utilisent pas l'équation de Chick. Ils utilisent un facteur d'atténuation qui multiplie le réservoir d'*E. coli*. Ce facteur d'atténuation tient compte de la radiation solaire et de la température :

$$k = \frac{TE}{a_1} + \frac{IR}{a_2} \quad [2.42]$$

où k (j^{-1}) est le taux d'atténuation total par jour, a_1 ($^{\circ}C$) est le taux d'inactivation par la température, a_2 ($MJ m^{-2} jour^{-1}$) est le taux d'inactivation par la radiation, IR est la radiation

journalière ($\text{MJ m}^{-2}\text{jour}^{-1}$) et TE la température journalière ($^{\circ}\text{C}$). a_1 et a_2 prennent les valeurs 250 et 4000 respectivement pour le calage de l'étude de Tian *et al.* (2002).

Le modèle proposé simule la diffusion de la contamination bactérienne (déplacement dû aux mouvements aléatoires ou au mélange de l'eau) :

$$b(t) = \begin{cases} \frac{Q(t)}{b_2} & \text{si } Q(t) > 0 \\ 0 & \text{si } Q(t) = 0 \end{cases} \quad [2.43]$$

où $b(t)$ ($E. coli/j$) est le taux de diffusion d'*E. coli* d'une cellule vers les autres pour un temps t (j), Q le ruissellement de surface (L/j) et b_2 une constante qui vaut 100 pour le calage effectué ($L/E. coli$).

Pour une cellule de simulation, la variation en *E. coli* est donc :

$$\frac{dE}{dt} = I - k E - b E \quad [2.44]$$

où E ($E. coli$) est le nombre d'*E. coli* sur une cellule donnée pour une journée donnée.

De plus, s'il y a un apport ponctuel de bactéries, il est calculé comme suit :

$$YP = \frac{K_p}{Q_p} \quad [2.45]$$

où K_p est la concentration de *E. coli* de la source ponctuelle ($E. coli/L$), Q_p est le ruissellement par jour de la source ponctuelle (L/jour) et YP la quantité d'*E. coli* produit par jour par une source ponctuelle (*E. coli*).

Dans le modèle de Tian *et al.* (2002), la quantité de bactéries pouvant atteindre le cours d'eau décroît avec la distance séparant ce cours d'eau de la source de contamination. Les auteurs commencent donc par calculer un taux de transmission lié à la distance du cours d'eau, *SDR* (sans unité):

$$SDR = \frac{a_3}{DTS} \quad [2.46]$$

où *DTS* (m) est la distance entre le centre de la cellule et le cours d'eau, *a₃* (m) est le paramètre de ratio de transmission qui varie selon l'occupation du territoire (0,005 dans l'étude de Tian *et al.* (2002)). Ensuite, la transmission effective *ED* (*E. coli*) du nombre de *E. coli* quittant la cellule est calculée:

$$ED = SDR \cdot bE \quad [2.47]$$

où *bE* (UFC) est le nombre d'*E. coli* diffusée vers l'extérieur de la cellule.

La quantité totale d'*E. coli* introduite dans un cours d'eau est donc la sommation de la transmission effective et des apports ponctuels des cellules s'écoulant au cours d'eau pour la période de temps simulée.

2.2.8.1 Modèle de Tian *et al.* (2002) appliqué par Collins et Rutherford (2004)

Collins et Rutherford, (2004) ont appliqué le modèle de Tian *et al.* (2002) aux cours d'eau de Nouvelle-Zélande. Ce modèle tient compte des zones de décharge, c'est-à-dire des zones où la nappe phréatique affleure à la surface (le plus souvent dans le creux des vallons), très fréquents en Nouvelle-Zélande. Il tient aussi compte de l'apport direct d'excrément dans le cours d'eau.

Collins et Rutherford (2004) posent que le taux d'excrétion moyen d'une vache est de $1,3 \cdot 10^9$ *E. coli* par animal par jour (selon des données non publiées) et que le taux d'excrétion d'un mouton est le sixième de celui d'une vache (car un mouton est le sixième d'une vache en

terme d'UA). Les auteurs posent aussi que 8% des *E. coli* excrétés par le cheptel bovin sont directement déposés dans le cours d'eau. De plus, des observations de terrain indiqueraient que les bovins sont naturellement attirés de manière saisonnière par les zones de décharge (zones de suintement de la nappe) pour se nourrir en temps de sécheresse. De 20 à 40% des excréments seraient produits à l'intérieur ou à proximité de ces zones. Collins et Rutherford (2004) proposent la relation sinusoïdale suivante pour prédire le nombre d'*E. coli* excrétés :

$$\xi = \left[30 + 10 \sin \left(\frac{2\pi \text{ JourSim}}{365} \right) \right] \left[\frac{\alpha(n_{\text{vaches}}) - \Phi}{100} \right] \quad [2.48]$$

où ξ est le nombre d'*E. coli* excrété sur la zone de décharge (*E. coli*/jour), *JourSim* est le jour de simulation, α est le taux d'excrétion moyen d'un vache ($1,3 \cdot 10^9$ *E. coli*/jour par animal) et Φ le nombre d'*E. coli* excrétés directement dans le cours d'eau par le cheptel.

Enfin le taux d'excrétion d'*E. coli* pour chacune des parcelles de captage (réservoir) est décrit par la relation suivante :

$$\omega = \varepsilon - \Phi - \xi \left(\frac{\text{AireTotale}}{\text{AirePâturage}} \right) \quad [2.49]$$

où ω est le nombre total d'*E. coli* excrété sur la cellule de simulation (*E. coli*/jour), ε est le nombre total d'*E. coli* excrétés sur le pâturage (*E. coli*/jour), *AireTotale* est la superficie totale d'une cellule de modélisation (ha) et *AirePâturage* est la superficie de champs en pâturage pour cette cellule (ha).

Collins et Rutherford (2004) utilisent la même relation que Tian *et al.* (2002) tenant compte de la température et de la radiation solaire pour déterminer le coefficient de mortalité où les constantes liées à la température et à la radiation solaire (*TE* et *IR*) sont déterminées lors du calage de manière à obtenir des coefficients de mortalité à l'intérieur d'un intervalle de valeurs (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).

L'érosion et le lessivage des bactéries sont exprimés en fonction du ruissellement :

$$Z = C_p \frac{O}{K} \quad O < K \quad [2.50]$$

$$Z = C_p \quad O \geq K \quad [2.51]$$

où Z est le taux de lessivage d'*E. coli* (*E. coli*/jour), C_p le nombre d'*E. coli* présents sur une cellule de modélisation (*E. coli*/jour), O est le ruissellement de surface prédit (mm/jour), K est le coefficient de ruissellement (mm/jour) et doit être plus grand que O . K représente un coefficient de livraison des bactéries par l'eau de ruissellement. Collins et Rutherford ont posé $K = 25$ mm/jour pour qu'un événement de précipitation normal lessive 5 à 25 % des bactéries en réserve. Le lessivage est près de 100% pour les événements journaliers de période de retour 5 ans.

La quantité de bactéries transportée vers le cours d'eau est fonction du ruissellement et de trois index : l'index de proximité (P), l'index de pente (Y) et l'index d'accumulation (F) :

$$P = 0,5e^{-k_d d} \quad [2.52]$$

$$Y = Y_K \bar{Y} \quad [2.53]$$

$$F = F_K \lambda \quad [2.54]$$

où k_d (m^{-1}) est le coefficient de proximité du cours d'eau déterminé au calage, d (m) est la distance qui sépare la cellule du cours d'eau, Y_K (sans unité) est un coefficient permettant de faire varier Y entre 0 et 0,25, \bar{Y} est l'angle moyen de la pente entre la cellule et le cours d'eau, F_K (sans unité) est un coefficient pouvant varier entre 0 et 0,25 et λ (sans unité) est l'écoulement cumulé modifié pour simplifier les calculs.

La relation combinant ces index et le ruissellement est la suivante :

$$L = \begin{cases} Z \frac{O(P+Y+F)}{K} & O < K \\ Z(P+Y+F) & O \geq K \end{cases} \quad [2.55]$$

où L (*E. coli*/jour) est le nombre d'*E. coli* par jour transportés par le ruissellement vers un cours d'eau ou une zone de décharge.

Le transport des bactéries dans les couches de sol près de la surface est modélisé à l'aide des équations suivantes :

$$U = C_p H \quad [2.56]$$

$$G = 0,16e^{(-0,15J)} U \quad [2.57]$$

où U est le nombre d'*E. coli* présents dans l'eau d'infiltration (*E. coli*/jour), H est un index d'infiltration variant entre 0 et 0,1, J est le nombre de jour suivant un événement d'infiltration et varie entre 0 (jour) et 29 (jour) et G est le nombre d'*E. coli* transportés en subsurface vers le cours d'eau ou la zone de décharge (*E. coli*/jour).

2.3 Résumé

Une multitude de facteurs influencent la survie et le transport des agents pathogènes : le type de pathogènes, le temps d'entreposage du fumier/lisier, les conditions d'épandage, les conditions environnementales dans la fosse et au sol (température, radiations solaires, pH, présence de prédateurs/compétiteurs, taux d'humidité, aération), l'adsorption des bactéries par le sol, le ruissellement d'eau de surface et hypodermique, l'érosion des sols, l'accès direct au cours d'eau par le bétail en pâturage. Il existe cependant peu de données dans la littérature permettant de modéliser adéquatement tous ces phénomènes. La loi de Chick, qui décrit la décroissance exponentielle d'une population bactérienne, est unanimement appliquée pour

modéliser la mortalité bactérienne mais les coefficients de mortalité utilisés varient beaucoup d'une étude à l'autre. De même, le processus de partitionnement des bactéries entre le sol et l'eau mène à des valeurs expérimentales très variables. L'excrétion directe des pathogènes au cours d'eau peut être une source majeure de contamination mais est rarement prise en compte dans les modèles.

Presque tous les modèles examinés (ARM II, MWASTE, COLI, HSPF, ANSWERS, SWAT, ainsi que le modèle de Tian *et al.* (2002)) modélisent la mortalité bactérienne comme une fonction exponentielle décroissante (loi de Chick). Pour déterminer le coefficient de mortalité lié à cette équation, ces modèles utilisent des valeurs expérimentales généralement combinées avec un facteur d'atténuation de température (COLI, ANSWERS), de la température et des radiations solaires (modèle de Tian *et al.*, 2002), de la température, du pH et de la méthode d'application (MWASTE, SWAT) ainsi que de la température, du pH, de la méthode d'application et du taux d'humidité (ARMII). SEDMOD n'utilise pas d'équations de mortalité car il calcule un taux global de transmission des bactéries au cours d'eau dépendant de la distance à parcourir. ARMII, MWASTE, ANSWERS et SWAT utilisent un coefficient de partitionnement. HSPF permet de choisir l'équation de mortalité voulue et une équation de partitionnement si désiré. Pour le transport des bactéries, MWASTE utilise simplement la relation de partitionnement, COLI et SWAT utilisent la MUSLE, HSPF applique une relation particulière de lessivage, SEDMOD un taux de transmission et Tian *et al.* (2002) une relation qui tient compte du taux de diffusion des bactéries et de la distance au cours d'eau.

3 Description de GIBSI

Plusieurs rapports (Villeneuve *et al.*, 2004; 1998) traitent en détail du fonctionnement de GIBSI. L'objectif de cette section est d'en présenter le fonctionnement général en insistant sur les processus, équations et variables en relation avec TransPath, le modèle d'apport et de devenir des pathogènes développé dans le cadre du présent mémoire.

3.1 Fonctionnement général

La base de données de GIBSI comprend les informations suivantes : (i) des données matricielles (ex. : modèle numérique d'altitude; occupation des sols), (ii) des données vectorielles (ex. : limites de municipalités, du bassin et des principaux sous-bassins versants; le réseau hydrographique; la pédologie), (iii) des données ponctuelles (ex. : localisation des barrages, des sources de rejets ponctuels (usines de traitement des eaux)) ainsi que (iv) des données attributs (ex. : les propriétés physico-chimiques des sols). Le système d'information géographique utilisé est *GRASSLAND* (L.A.S., 1996) et la base de données est gérée à l'aide de *MySQL* (MySQL, 2006).

Le modèle hydrologique de GIBSI est *HYDROTEL* (Fortin *et al.*, 2001a,b). Il interpole les données météorologiques, simule l'accumulation et la fonte de la neige, l'évapotranspiration, le bilan d'eau vertical, l'écoulement sur la partie terrestre et dans le réseau hydrographique.

Le modèle d'érosion des sols est adapté du modèle *CEQÉROSS* (Duchemin et Lachance, 2002) qui utilise les paramètres de l'équation universelle de perte des sols (USLE) et sa version révisée (RUSLE) (Villeneuve *et al.*, 2004).

Le modèle de transport et du devenir de l'azote, du phosphore et des pesticides en milieu terrestre, *POPES*, est adapté des modèles *SWAT* (Arnold *et al.*, 1998) et *EPIC* (Williams, 1995). Ce modèle utilise des données calculées par *HYDROTEL*, par le modèle d'érosion et par les sous-modèles *DATES* et *FERT* qui gèrent les quantités de fumiers/lisiers, les modes

et les dates d'épandages, le nombre d'UA, la rotation des cultures, l'offre et la demande en fertilisants. Le transport est calculé avec les masses de sédiments et les volumes d'eau ruisselant en surface et dans les couches de sol.

Le modèle de qualité de l'eau, Qual2E-GIBSI est adapté du modèle Qual2E (Brown et Barnwell, 1987) et permet de simuler les processus de transport-dispersion-dilution des concentrations, les réactions chimiques et biologiques locales, la température ainsi que l'érosion et le transport des sédiments dans le réseau hydrographique. Les variables modélisées sont : l'oxygène dissous, la chlorophylle α , le phosphore dissous, organique et total, l'azote organique, les nitrates, les nitrites, l'ammoniaque, les sédiments, la température, les coliformes, la concentration des composés non-conservatifs et la DBO5. Les relations entre les quatre principaux modèles de GIBSI sont schématisées à la figure 3.1.

Sans modèle de transport et de devenir des coliformes fécaux, seules les sources ponctuelles de contamination (de même que leur transport et leur devenir) en rivière sont prises en compte dans le système GIBSI. Il manque les sources diffuses de contamination bactériologique pour bien modéliser cette variable.

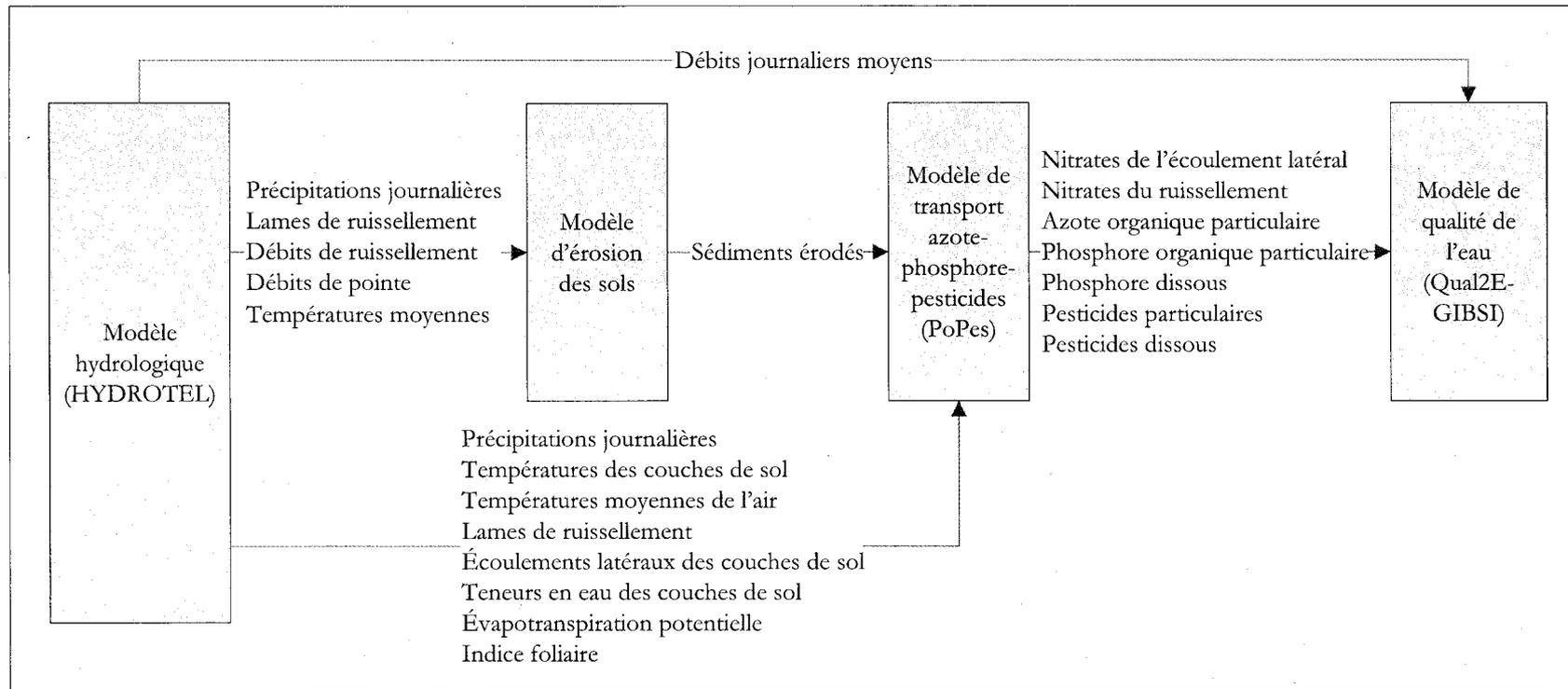


Figure 3.1. Relations entre les modèles de GIBSI. (D'après Mailhot *et al.* (1997) et Filion *et al.* (2004)).

Les modèles de GIBSI sont d'inspiration conceptuelle, c'est-à-dire qu'ils sont axés sur une description des processus régissant le transport et le devenir de l'eau et des contaminants. Les paramètres des équations utilisées sont liés, pour la plupart, à des données mesurables. GIBSI permet d'étudier des scénarios d'usage de l'eau et du territoire en modifiant quatre types de paramètres :

- (a) les ouvrages hydrauliques (ajout/retrait d'un barrage, modification des règles d'opération);
- (b) les aménagements du territoire (occupations des sols, application d'un schéma d'aménagement);
- (c) les rejets ponctuels (ajout/retrait de sources municipales et industrielles, modifications de leurs caractéristiques);
- (d) la pollution diffuse agricole (modification du cheptel, des modes d'épandage, des pratiques culturales, *etc.*).

Tous les paramètres de gestion de la pollution diffuse agricole peuvent être modifiés à l'échelle du bassin versant, d'un sous-bassin, d'une municipalité ou d'USS sélectionnés par l'utilisateur.

Les unités de calcul élémentaires de GIBSI sont : (i) l'USS (unité spatiale de simulation) sur terre et (ii) le tronçon de cours d'eau. Chaque USS a un tronçon qui lui est associé. Les processus sont donc modélisés à l'échelle de l'USS et du tronçon. À noter que les modèles d'érosion et de transport et devenir des contaminants agricoles effectuent leurs calculs sur chacune des occupations du sol agricole d'une USS. L'unité temporelle de simulation est la journée. Dans la base de données, le découpage spatial de GIBSI (voir figure 3.2) se fait par le logiciel PHYSITEL (Turcotte *et al.*, 2001) à l'aide d'un modèle numérique d'altitude et du réseau hydrographique numérisé. Les occupations du sol sont déterminées à l'aide de la classification d'une image satellite LANDSAT. Une carte des sols permet d'associer les caractéristiques physico-chimiques aux USS et aux occupations des USS (Duchemin *et al.*, 2001).

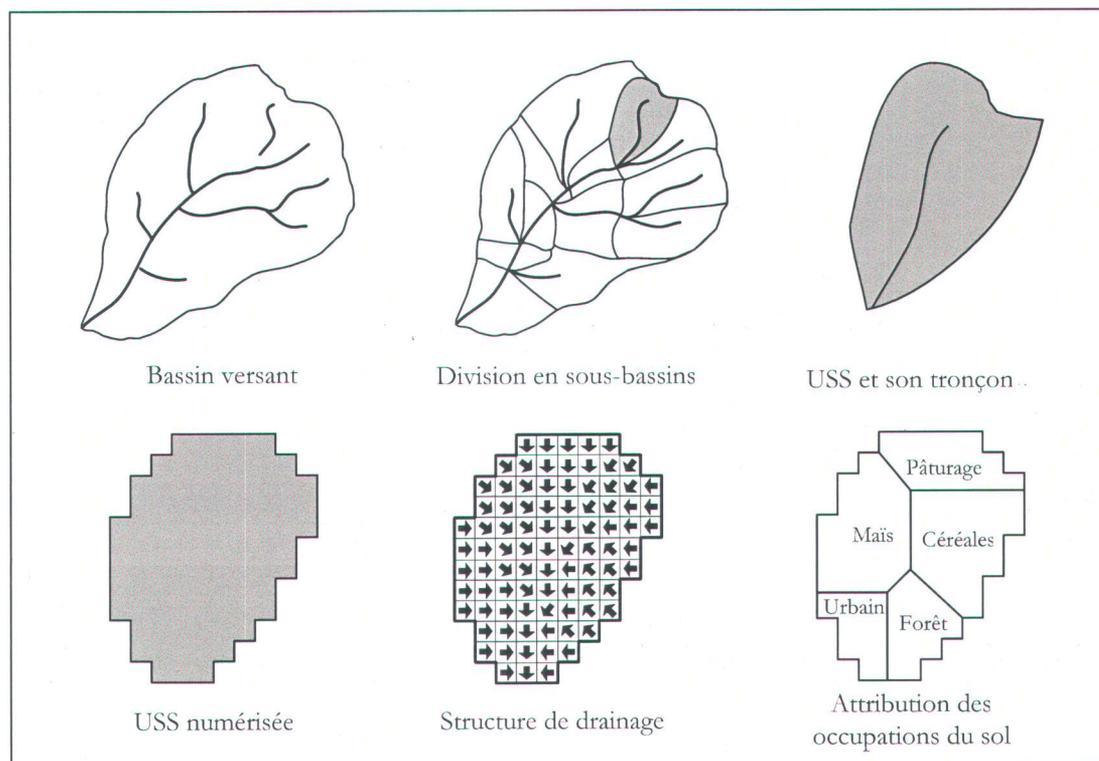


Figure 3.2. Découpage d'une USS dans PHYSITEL.

3.2 HYDROTEL

Dans GIBSI, HYDROTEL simule les flux d'eau horizontaux et verticaux de chaque USS et du tronçon qui lui est associé. L'USS est divisée en trois couches de sol à l'intérieur desquelles sont calculées l'infiltration, les échanges d'eau entre les couches de sol, l'évapotranspiration réelle, le ruissellement de surface, hypodermique et de nappe (voir figure 3.3). Les calculs se font à un pas de temps subjournalier (ex. : 15 minutes, trois heures).

Trois variables provenant d'HYDROTEL sont directement utilisées par le modèle développé (TransPath) : l'écoulement hypodermique et la teneur en eau de la première couche de sol ($QHypo$ et $C1Teau$ respectivement, variables simulées) et la température de l'air ($TAir$, variable interpolée).

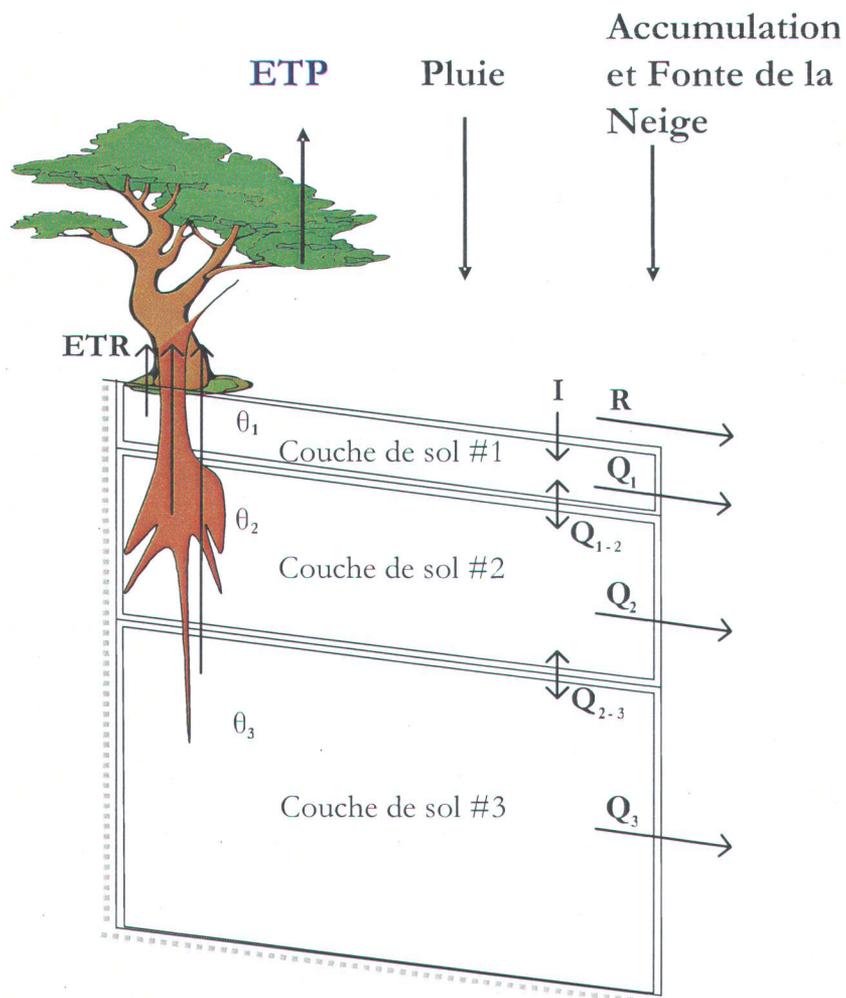


Figure 3.3. Modélisation des trois couches de sol dans HYDROTEL.

L'écoulement hypodermique est fonction de la lame d'eau calculée dans la deuxième couche de sol et du pourcentage de surface perméable. La lame d'eau est une fonction de la teneur en eau, du type de sol, de la pente et de l'épaisseur de la couche de sol en question.

La teneur en eau de la première couche de sol θ_1 (sans unité) est calculée à chaque pas de temps comme suit :

$$\theta_1 = \theta_1 + dtc \frac{(I - Q_{1-2} - ETR_1)}{\approx 1} \quad [3.1]$$

où dtc est le pas de temps (heure), I est la lame d'eau infiltrée dans le sol (m/heure), $Q_{1,2}$ est l'écoulement d'eau vertical entre les première et deuxième couches de sol (m/heure), ETR_1 est l'évapotranspiration réelle de la première couche de sol (m/heure) et z_1 est l'épaisseur de la couche de sol (m).

La température moyenne de l'air (T_{Air}) est une donnée journalière correspondant à la moyenne des températures minimale et maximale pour une USS donnée. Ces températures sont calculées comme une moyenne entre les trois stations météorologiques les plus proches pondérées selon la distance de chacune de ces stations par rapport au centre de l'USS. De plus, il y a ajustement de la température par rapport à la différence d'altitude entre les stations et l'USS.

3.3 Le modèle d'érosion et de transport des sédiments en surface

Le modèle d'érosion hydrique des sols commence d'abord par ramener l'écoulement de l'eau calculé dans HYDROTEL à un pas de temps journalier. Ensuite, le modèle calcule sur chaque USS et occupation du sol la quantité de sédiments érodés ($EROST$) à l'aide de l'USLE (voir équation [2.16], section 2.1.5.2) et de ses coefficients révisés (RUSLE). Cette quantité est donc :

$$EROST = (A)(S) \quad [3.2]$$

où A est l'érosion calculée par RUSLE pour une occupation donnée d'une USS donnée (t/ha/jour) et S est la superficie de l'occupation (ha).

Lorsque la quantité de sédiments érodés ($EROST$) dépasse la capacité de transport des sédiments pour une occupation donnée, une partie des sédiments reste en place et se dépose. Dans le modèle d'érosion ce seuil, appelé capacité de transport des sédiments (CTS), est calculé en fonction du débit du tronçon de l'USS et de la force de cisaillement (qui dépend de

la lame d'eau et de la pente). Cette capacité de transport devient alors la quantité de sédiments sortant d'une occupation (*PSOL*) :

$$\left. \begin{array}{l} \text{Si } EROST \geq CTS \text{ alors } PSOL = CTS \\ \text{Si } EROST < CTS \text{ alors } PSOL = EROST \end{array} \right\} \quad [3.3]$$

3.4 POPES

Le modèle de transport de l'azote, du phosphore et des pesticides est une adaptation des modèles SWAT et EPIC aux conditions environnementales (climatiques, hydrologiques, pédologiques) du Québec ainsi qu'aux contraintes et besoins de GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998). EPIC est un modèle de productivité des sols et SWAT est un modèle de gestion par bassin versant.

Le module azote-phosphore tient compte de l'application de fertilisants, du transport des masses particulaires et dissoutes, des transformations dues aux cycles de l'azote et du phosphore, du prélèvement par les cultures (en cours de développement, Rousseau *et al.*, 2005b) et de l'apport provenant des résidus de culture. Le transport de l'azote et du phosphore dépend de la masse de sédiments érodés et des volumes d'eau s'écoulant en surface et dans les couches de sol.

POPES utilise un facteur d'enrichissement (*ER*) dans son calcul de masses de pesticides, d'azote organique et de phosphore particulaires transportées par les sédiments. Ce facteur s'exprime comme le rapport entre la concentration de molécules adsorbées aux sédiments par rapport à la concentration dans la première couche de sol (d'où proviennent les sédiments érodés). Le facteur d'enrichissement traduit le fait que les particules les plus fines sont préférentiellement érodées et que ces particules plus fines, à cause de leur surface spécifique plus grande, adsorbent plus d'azote, de phosphore ou de pesticides. Ce facteur est donc toujours supérieur à 1. L'expression suivante est utilisée (Menzel, 1980; Sharpley, 1980; Knisel, 1980):

$$\ln(ER) = a_0 + a_1 \ln(YA) \quad [3.4]$$

où YA est la charge de sédiments par unité de surface (kg/ha) calculée par le modèle d'érosion et les coefficients a_0 et a_1 sont des constantes empiriques égales à 2,2 et -0,24 respectivement (Knisel 1980; Rousseau *et al.* 1989; Wang *et al.* 1996b). ER tend vers 1 lorsque la masse de sédiments est de l'ordre de 10^4 kg/ha.

Par la suite, les masses d'azote organique (considéré comme étant transporté sous forme particulaire), de phosphore particulaire ou de pesticides adsorbés déplacées sur une USS pour un pas de temps de simulation est fonction de la quantité de sédiments transportés et du facteur d'enrichissement :

$$YON = (YA)(CON)(ER) \quad [3.5]$$

où YON est soit la masse d'azote organique, de phosphore particulaire ou de pesticides adsorbés transportée (kg/ha), YA est la charge de sédiments par unité de surface (kg/ha) calculée par le modèle d'érosion, CON est la concentration de l'azote organique, du phosphore particulaire ou des pesticides adsorbés (kg/kg de sol) pour la couche érodée et ER est le facteur d'enrichissement.

Pour le calcul du transport dissous, POPES calcule d'abord un facteur de ruissellement dissous pour chaque occupation d'une USS à partir de l'équation suivante :

$$FR_{uisDissous} = \left(1 - e^{\left(\frac{-w}{u'} \right)} \right) \quad [3.6]$$

où w est la hauteur d'eau exportée d'une couche de sol (mm) et u' est la réserve en eau utile plus l'eau gravitationnelle (mm). u' est calculée comme suit :

$$ul = po - wp \quad [3.7]$$

où po est la porosité d'une couche de sol d'une occupation d'une USS (mm) et wp est le point de flétrissement d'une couche de sol d'une occupation d'une USS (mm).

La hauteur d'eau exportée d'une couche de sol (vv) est calculée comme suit :

$$vv = perc + sro + flat \quad [3.8]$$

où $perc$ est la hauteur d'eau qui percole d'une couche de sol (mm), sro est la hauteur de ruissellement (mm) et $flat$ est l'écoulement latéral d'une couche de sol d'une USS (mm).

3.4.1 FERT

Le sous programme FERT de POPES calcule à l'échelle du bassin versant, d'un sous-bassin, d'une municipalité ou d'USS sélectionnés par l'utilisateur les demandes en azote et en phosphore des cultures. Puis, FERT effectue le bilan entre la demande et l'offre provenant des valeurs fertilisantes du fumier et du lisier produit pour chaque année de rotation. Ces données sont ramenées à l'échelle des occupations agricoles des USS. Ce sous-programme gère donc les quantités de fumier, de lisier et d'engrais chimiques épandues selon la règle de gestion indiquée par l'utilisateur. La règle de gestion par défaut est « Appliquer l'offre » où FERT épand tout le fumier et le lisier disponible sur une USS.

3.4.2 DATES

DATES est un sous modèle de POPES qui détermine les jours où il y a fertilisation, épandage, semis, récolte, labour et application de pesticides. DATES détermine aussi la période de croissance des plantes et les températures des couches de sol. Le modèle TransPath utilise les dates de fertilisation, de semis et d'épandage ainsi que la température de la première couche de sol.

Pour chaque année de simulation, DATES calcule la journée où les activités peuvent commencer. Il s'agit de la première journée où la température du sol est supérieure à 5°C et où la quantité de neige au sol est nulle.

Lors de l'initialisation de la base de données, des plages de valeurs possibles pour les pratiques culturales sont spécifiées (dates de début et de fin, par exemple du 16 au 31 mai pour la fertilisation au semis). À l'intérieur de cette plage, pour une année de simulation, les journées où l'épandage est possible sont déterminées selon les conditions météorologiques (précipitation). On pose alors l'hypothèse que les agriculteurs respectent les règles d'application des engrais (ne pas appliquer un jour de pluie par exemple, à moins qu'il ne pleuve pendant toute la période). Une fois que les jours possibles pour une pratique culturale sont établis pour chaque USS, un module détermine aléatoirement les jours qui seront utilisés sur cette USS. De manière à représenter la réalité, la rotation des cultures sur chaque USS est aussi déterminée de manière aléatoire.

La température d'une couche de sol ($Temp$) pour une occupation donnée est déterminée à l'aide de la relation sinusoidale suivante (cas pour $T > 0$ °C):

$$Temp = T_{AirMoy} - (T_{AirAmp})e^{(-frz)} \cos[(jour - JrTmin)w - frz] \quad [3.9]$$

où T_{AirMoy} est la température moyenne annuelle (°C), T_{AirAmp} est l'amplitude annuelle des températures moyennes mensuelles (°C), frz est le rapport, pour chaque couche de sol et occupation, de la profondeur de la couche en son milieu sur la profondeur d'amortissement, $jour$ est le jour de simulation, $JrTmin$ est le jour de l'année où la température moyenne est minimale et w (jour^{-1}) est la fréquence du cycle ($w = 2\pi/nbjours$, où $nbjours$ est le nombre de jour d'une année). T_{AirAmp} est calculée par $(T_{max}-T_{min})/2$ où T_{max} est la température moyenne mensuelle maximum de l'année et T_{min} est la température moyenne mensuelle minimum de l'année).

Le calcul de la profondeur d'amortissement (m), pour chaque couche de sol et pour chaque occupation, se fait comme suit :

$$ProfAmort = \sqrt{\frac{2 \cdot CondT}{CapT \cdot w}} \quad [3.10]$$

où $CondT$ est la conductivité thermique du sol ($J m^{-1} C^{-1} s^{-1}$), $CapT$ est la capacité thermique ($J m^{-3} C^{-1}$) et w est la fréquence exprimée en s^{-1} .

3.5 Qual2E-GIBSI

Le modèle Qual2-GIBSI simule quatre types de processus :

- (1) transport-dispersion-dilution des concentrations;
- (2) simulation des processus chimiques et biologiques locaux;
- (3) température; et
- (4) érosion et transport des sédiments.

La modélisation de la mortalité bactérienne en rivière se fait selon la loi de Chick :

$$E_t = E_0 e^{-K_5 t} \quad [3.11]$$

où E_t est la quantité de coliformes fécaux au temps t (UFC), E_0 est la quantité de coliformes fécaux initiale (UFC), K_5 est la constante de mortalité ($jour^{-1}$) et t est le pas de temps (1 jour dans Qual2E-GIBSI). Les valeurs limites suggérées pour K_5 sont $0,05 jour^{-1}$ et $4,0 jour^{-1}$.

Par ailleurs, la température ayant une influence sur les réactions chimiques et biologiques, la dépendance des divers paramètres de Qual2E est décrite par une équation de type Arrhénius :

$$X_T = X_{20} \theta^{(T-20)} \quad [3.12]$$

où X_T est la valeur du paramètre à la température T , X_{20} sa valeur à $T = 20$ °C et θ est un facteur de correction dépendant du paramètre X considéré. Pour les coliformes, la valeur par défaut de θ est 1,047. Pour les coliformes, l'équation [3.12] devient :

$$K5 = K5_{20} \theta^{(T-20)} \quad [3.13]$$

Par la suite Qual2E-GIBSI transforme les charges de coliformes (UFC) en concentration (UFC/100mL). Pour plus d'information concernant le modèle Qual2E, le lecteur peut se référer à Brown et Barnwell (1987).

3.6 Résumé

La figure 3.4 résume les fonctions des modèles du système GIBSI ainsi que les variables modélisées qui sont utiles au modèle TransPath d'excrétion et de devenir des pathogènes dont la structure et le fonctionnement sont détaillés au prochain chapitre. La flèche horizontale au haut de la figure indique l'ordre dans lequel les modèles sont exécutés dans GIBSI. En suivant la séquence de simulation, le modèle développé doit se trouver entre PoPes et Qual2E-GIBSI car il utilise les variables simulées par les modèles en amont. L'apport en coliformes simulé par TransPath devient un variable d'entrée pour Qual2E-GIBSI qui peut alors modéliser son devenir en rivière.

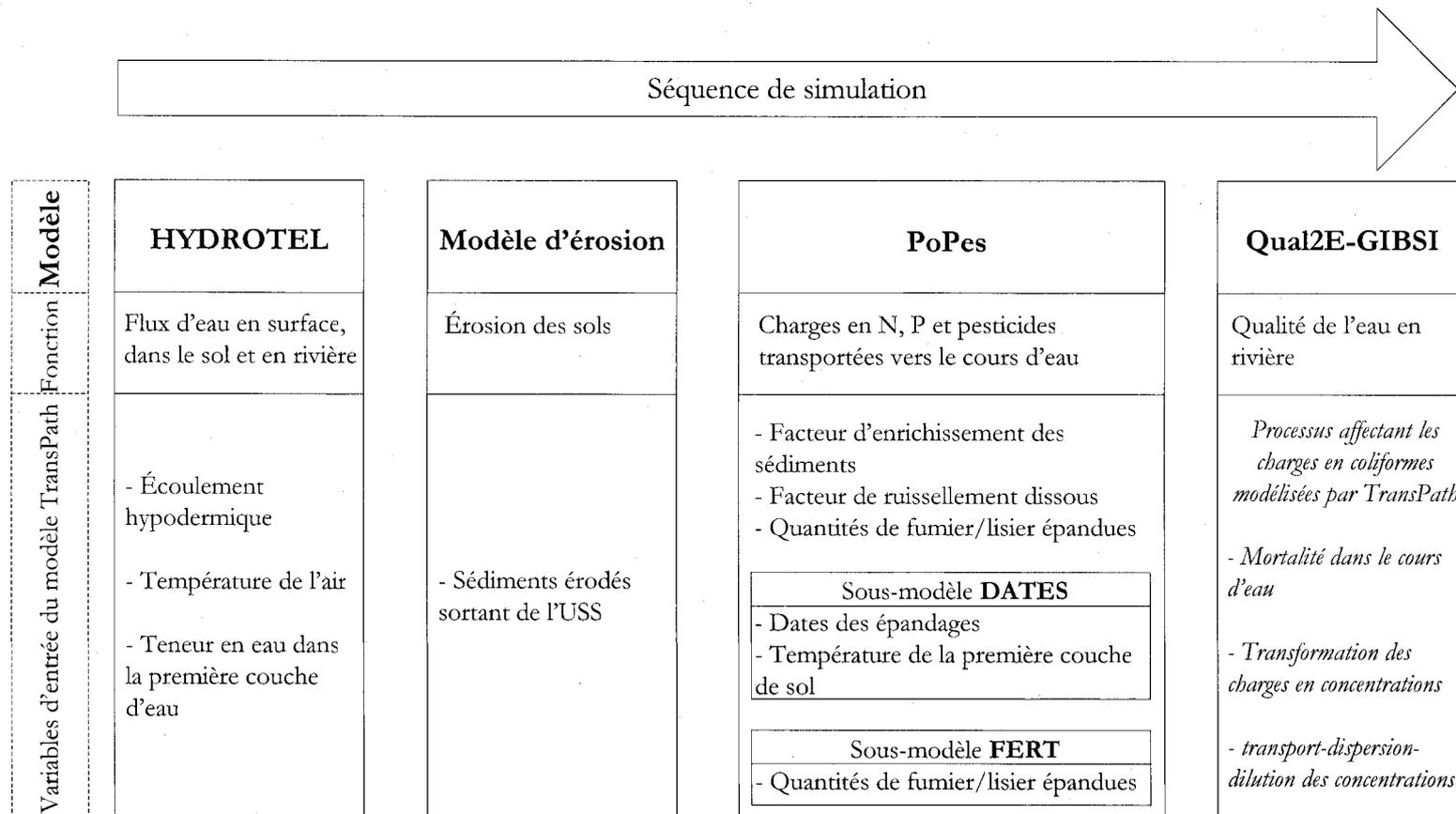


Figure 3.4. Fonctions des modèles de GIBSI et variables utiles à TransPath.

4 Construction du modèle de transport des agents pathogènes TransPath

Le modèle TransPath (pour **T**ransport des **P**athogènes) a été développé pour s'intégrer à GIBSI en respectant l'approche conceptuelle simple du système de modélisation à la lumière des connaissances disponibles exposées aux chapitres 2 et 3 du présent mémoire. La programmation informatique du modèle TransPath a été effectuée par Sébastien Tremblay, technicien en informatique du projet GIBSI à l'INRS-ETE. Le langage utilisé est le C++. Le modèle n'étant pas particulièrement compliqué, la vérification des résultats s'est faite manuellement à l'aide d'un chiffrier sur une USS et une année représentative.

La première section de ce chapitre traite des hypothèses de travail qui ont été faites pour développer le modèle TransPath. Ensuite, la modélisation de chaque processus est abordée : excrétion, mortalité, partitionnement, transport particulaire, libre et hypodermique ainsi que l'apport au tronçon. La figure 4.1 schématise le fonctionnement conceptuel général de TransPath. Chaque boîte identifiée par une lettre est un processus qui affecte l'excrétion et le devenir des coliformes fécaux. Chacune de ces boîtes est reprise et décrite en détail plus loin dans cette section.

4.1 Processus sélectionnés, équations choisies et hypothèses de travail

La sélection des équations s'est faite selon les possibilités d'intégration au système GIBSI (pas de temps et échelle spatiale) et la disponibilité des données d'entrées nécessaires. De plus, le choix s'est fait selon l'importance des processus et la fiabilité des équations et valeurs expérimentales disponibles dans la littérature. Par exemple, le partitionnement a une influence prédominante sur le devenir des agents pathogènes mais les connaissances et surtout les possibilités de modélisation mathématique sont relativement limitées (voir section 2.1.4). Une équation de partitionnement a tout de même été intégrée mais la valeur du coefficient de partitionnement a été calée.

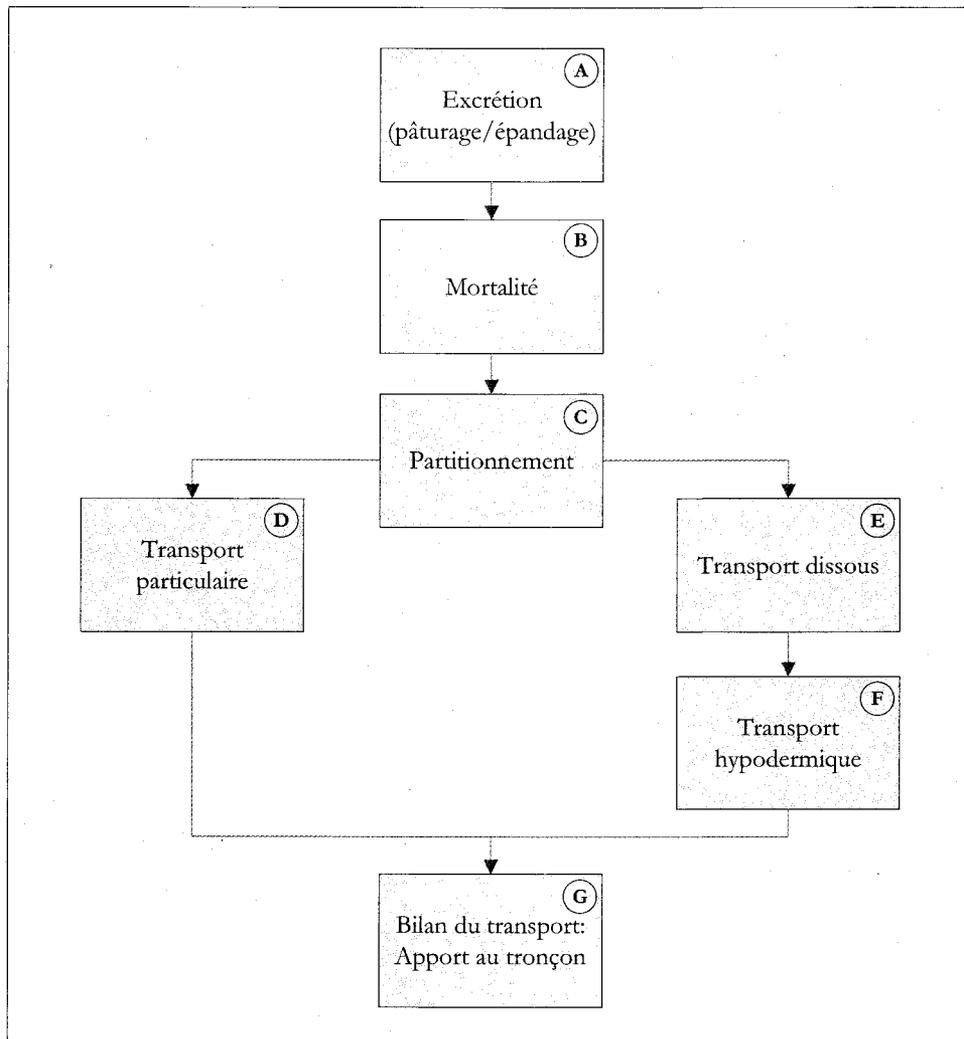


Figure 4.1. Fonctionnement conceptuel général de TransPath.

TransPath devait être un modèle conceptuel de manière à s'intégrer aux autres modèles, conceptuels, de GIBSI. Lorsque plusieurs équations conceptuelles répondaient aux critères de pas de temps, d'échelle spatiale et de disponibilité des données d'entrées, l'équation la plus utilisée (et avec succès) dans les modèles récents existants a été sélectionnée.

L'équation de mortalité utilisée est inspirée de celle de Moore *et al.* (1989) [éq 2.7]. Le partitionnement se calcule avec un coefficient de partitionnement déterminé à l'aide d'une isotherme linéaire d'adsorption (Ling *et al.*, 2002; Reddy *et al.*, 1981). Les équations du transport particulaire et libre proviennent du module de transport azote-phosphore de

POPES qui s'inspire des modèles SWAT et EPIC (Villeneuve *et al.*, 1998). De plus, le transport particulaire utilise un facteur d'enrichissement (Rousseau *et al.*, 1989).

Plusieurs hypothèses de travail ont dû être posées lors de la construction du modèle. Tout d'abord, les coliformes appliqués ou excrétés au sol se concentrent totalement dans la couche d'interaction efficace. Ensuite, l'apport en agents pathogènes (ex. : coliformes) de la faune est négligeable par rapport à celle des activités agricoles en milieu agricole. Étant donné le manque de données à ce sujet pour le bassin versant étudié, cette hypothèse a été privilégiée plutôt que de fixer un apport trivial.

Par ailleurs, TransPath modélise le transport des coliformes fécaux qui sont utilisés comme bactéries indicatrices de l'ensemble des agents pathogènes. L'utilisateur doit être conscient que les valeurs de plusieurs paramètres (coefficients de mortalité et de partitionnement) ont été sélectionnées pour les coliformes fécaux.

De plus, les coliformes provenant du fumier et ceux provenant du lisier sont traités de manière identique. En absence de données fiables disponibles pour caractériser la teneur en coliformes dans le fumier et dans le lisier distinctement, il faut poser l'hypothèse que les coliformes sont présents au *pro rata* du volume de fumier et de lisier produit par chaque espèce animale. Mentionnons ici que les volumes de fumier/lisier et le nombre d'unités animales par tête proviennent du comité de références économiques en agriculture du Québec (MAPAQ, AGDEX 538/400.27 et AGDEX 400/00 respectivement). Ces valeurs sont intégrées dans la base de données de GIBSI et présentées à l'Annexe A.

Ensuite, GIBSI suppose que la masse de sol de la première couche est constante : aucun bilan de masse n'est effectué sur cette couche de sol et son épaisseur est donc toujours constante. À noter que dans le cas de l'application d'HYDROTEL sur la Chaudière, cette première couche a été calée à 6,25 cm (Fortin *et al.*, 2001b).

Enfin, le modèle d'excrétion et de devenir des agents pathogènes développé est intégré à GIBSI et il faut donc supposer que les données utilisées par le modèle (provenant des autres modèles de GIBSI) sont fiables et modélisent adéquatement la réalité. Par exemple, les dates

de début et de fin de pâturage correspondent aux dates de début et de fin des activités agricoles déterminées par le sous-modèle DATES. Ces dates dépendent de la température de la première couche de sol et du couvert nival (qui sont simulées dans HYDROTEL). Il est évident que ces dates ne correspondent probablement pas exactement aux dates réelles (sur le terrain) mais elles sont supposées réalistes. TransPath doit utiliser au mieux les variables et paramètres déjà intégrés à GIBSI de manière à ce que ce système de modélisation soit cohérent dans son ensemble. L'usager de GIBSI cherche surtout à comparer différents scénarios de gestion agricole et d'aménagement du territoire entre eux et non pas à obtenir une prédiction précise journalière pour les différents paramètres simulés.

4.2 Excrétions

La prévalence d'un pathogène dépend du type de pathogène, de l'espèce hôte, de l'alimentation du troupeau, *etc.* (voir section 2.1.2). Les données concernant la prévalence et les concentrations en coliformes des animaux infectés ne sont pas disponibles pour toutes les classes animales ni pour le territoire d'application du modèle. Travailler avec une valeur moyenne de coliformes par unité animale est donc la meilleure solution possible (les valeurs moyennes sont présentées à l'Annexe B). Spécifions que le fumier est composé des déjections animales auxquels sont ajoutés des matières absorbantes tandis que le lisier est composé des déjections animales brutes auxquelles sont ajoutées des eaux de nettoyage de plancher.

TransPath gère, sur chaque USS, plusieurs réservoirs de coliformes fécaux : les coliformes fécaux provenant du fumier des fosses (*FosseFum*), les coliformes fécaux du lisier des fosses (*FosseLis*), les coliformes fécaux du fumier du pâturage (*PaturageFum*), les coliformes fécaux du lisier du pâturage (*PaturageLis*), les coliformes fécaux du fumier épandu au champ (*EpannageFum*), les coliformes fécaux du lisier épandu au champ (*EpannageLis*), les coliformes fécaux excrétés directement au cours d'eau sous forme de fumier (*ColifDirectFum*) et les coliformes fécaux excrétés directement au cours d'eau sous forme de lisier (*ColifDirectLis*). Les deux réservoirs d'épandage existent sur chaque occupation agricole de chaque USS. Il y a

trois occupations agricoles : céréales, maïs et pâturage. Les deux réservoirs au pâturage sont présents sur l'occupation agricole pâturage uniquement. Pour chaque USS TransPath gère donc deux réservoirs *fosse*, deux réservoirs *pâturage*, six réservoirs *champ* et deux réservoirs *direct*, donc 12 réservoirs de coliformes au total. La figure 4.2 permet de visualiser tous les réservoirs.

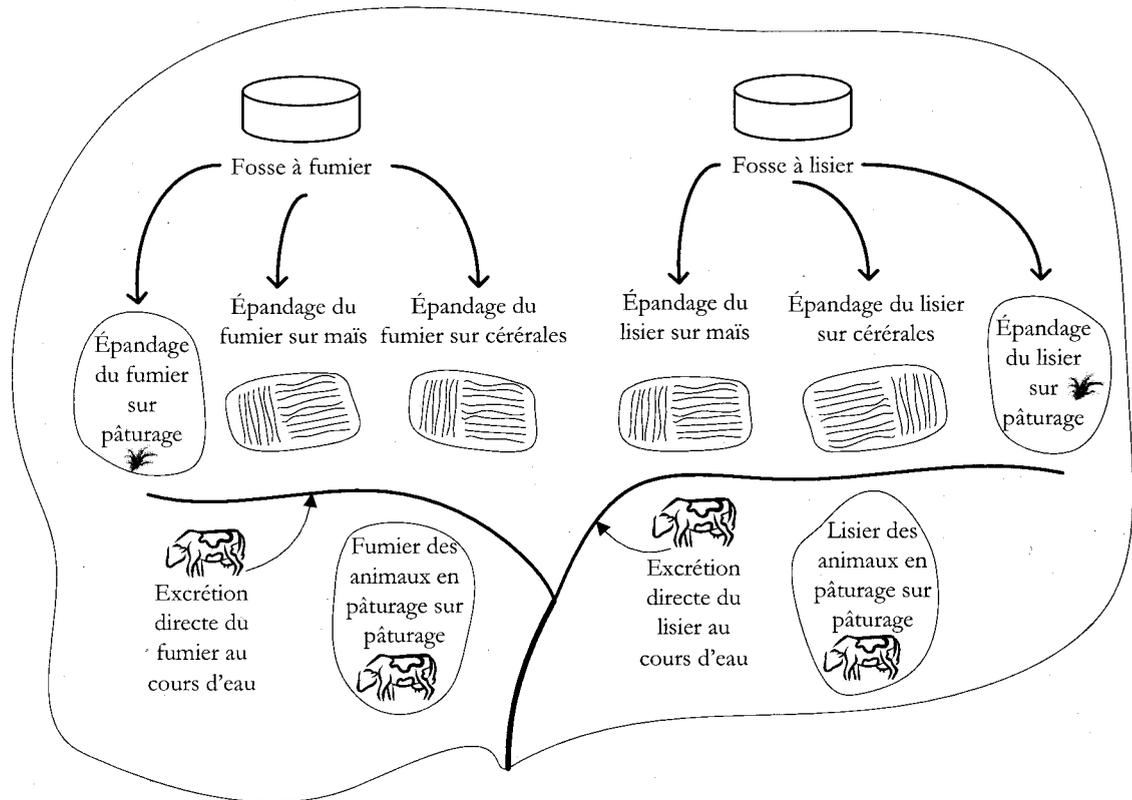


Figure 4.2. Schéma simplifié des 12 réservoirs de coliformes sur une USS.

4.2.1 Initialisation des réservoirs

Au début d'une simulation, les réservoirs de coliformes du fumier et du lisier aux fosses sont initialisés selon les équations suivantes :

$$FosseFum = 6,0865 ApportJourFum + 0,7923 \quad [4.1]$$

$$FosseLis = 6,0865 ApportJourLis + 0,7923 \quad [4.2]$$

où $ApportJourFum$ et $ApportJourLis$ sont l'apport journalier en coliformes (UFC), pour une USS donnée, provenant du fumier et du lisier respectivement. Dans TransPath, le coefficient de mortalité utilisé pour le fumier à la fosse (k_{FF}) et pour le lisier à la fosse (k_{FL}) est $0,15 \text{ j}^{-1}$. Cette valeur peut être facilement modifiée dans le fichier *TransPath.ini* contenant les valeurs des paramètres du modèle (voir la description de ce fichier à l'Annexe D). L'équation linéaire pour le fumier et pour le lisier a été déterminée de la manière suivante : pour différentes quantités d'apports journaliers en coliformes à la fosse, la quantité de coliformes restant après quatre semaines (28 jours) a été déterminée pour le coefficient de mortalité bactérienne à la fosse issue de la littérature ($k = 0,15$). L'équation linéaire s'est construite à partir des couples (*Apport journalier ; Quantité après 28 jours*).

La période de temps 28 jours a été sélectionnée car après quatre semaines la population bactérienne ne changera pas significativement par rapport au nouvel apport en bactéries. Il s'établit un équilibre entre la mortalité cellulaire et l'apport en coliformes par le fumier/lisier produit par les animaux de l'USS.

Il est à noter que la quantité initiale de coliformes dans les réservoirs champs (en pâturage et en épandage pour le fumier et le lisier) est nulle. Il est donc préférable de partir une simulation avant (quelques mois) la période pour laquelle on désire obtenir des résultats, de préférence à la période d'épandage précédant la période pour laquelle on désire obtenir des résultats, donc à l'automne préférablement.

4.2.2 Apports journaliers

L'apport journalier à la fosse en coliformes du fumier et du lisier est déterminé par le nombre d'unités animales (UA) de chaque espèce sur l'USS. GIBSI fonctionne avec quatre espèces animales : bovins, porcins, volailles et autres. Pour les besoins de TransPath, des catégories ont été ajoutées en distinguant des sous-espèces de manière à raffiner la modélisation. Le

tableau 4.1 présente la correspondance entre les espèces animales utilisées dans GIBSI et les sous-espèces utilisées par TransPath (le tableau de l'annexe B présente en plus la correspondance avec les espèces utilisées lors du recensement agricole 2001 de Statistiques Canada).

Tableau 4.1. Correspondance entre les espèces de GIBSI et les sous-espèces de TransPath.

Espèces (GIBSI)	Sous-espèces (TransPath)
- Bovin	- Bovins laitiers - Bovins de boucherie
- Porcin	- Porcs
- Volaille	- Poules et poulets - Dindes et dindons
- Autre	- Moutons et agneaux - Chevaux et poneys

Ces sous-espèces ont été sélectionnées car leurs concentrations caractéristiques en coliformes fécaux pour le fumier/lisier produit par unité animale sont disponibles (ASAE, 2003).

Pour calculer l'apport journalier, il a fallu spatialiser les données sur les cheptels des municipalités provenant du recensement de l'agriculture 2001 (Statistique Canada, 2002) selon le même algorithme que dans GIBSI, c'est-à-dire que les données ont été désagrégées à l'échelle de l'USS au *pro rata* des superficies agricoles des USS, pour chaque municipalité. Ensuite, pour chaque USS, la proportion d'unités animales de chaque sous-espèce a été déterminée. Cette proportion, pour chaque sous-espèce et pour chaque USS, est multipliée par la valeur caractéristique de coliformes fécaux associée à cette sous-espèce. Les valeurs des sous-espèces qui composent une même espèce sont ensuite additionnées (bovins laitiers et bovins de boucherie pour bovins par exemple). Les valeurs ainsi obtenues, pour chaque USS et chaque espèce animale de GIBSI (*bovin, porcin, volaille et autre*), sont des valeurs de coliformes fécaux par unité animale qui sont représentatives des proportions des différentes sous-espèces animales composant les espèces animales. Le calcul doit se faire de cette manière puisque l'utilisateur de GIBSI peut modifier le cheptel d'une USS pour élaborer différents scénarios de simulation. La description des tables de la base de données utilisées pour l'initialisation et la description des algorithmes d'initialisation des tables sont présentés

aux annexes E et F. L'annexe G présente la description des tables de la base de données de GIBSI utilisées par TransPath.

La figure 4.3 présente le diagramme de l'excrétion et du pâturage dans TransPath. Lors d'une simulation, TransPath détermine la quantité de coliformes provenant du fumier et du lisier de chaque espèce animale sur chaque USS grâce à la valeur caractéristique en coliformes (dont le calcul est expliqué dans le paragraphe précédent) et les quantités d'UA du cheptel provenant de GIBSI.

Au début de chaque jour de simulation, sur chaque USS, TransPath transfère tous les coliformes produits pour cette journée dans les deux réservoirs fosses (*FosseFum* et *FosseLis*). Par la suite, s'il y a pâturage et/ou épandage-fertilisation cette journée-là, TransPath enlève des coliformes des réservoirs fosses pour les ajouter aux réservoirs au champ (*PaturageFum*, *PaturageLis*, *EpandageFum* et *EpandageLis*) et en apport direct au cours d'eau (*ColifDirectFum* et *ColifDirectLis*).

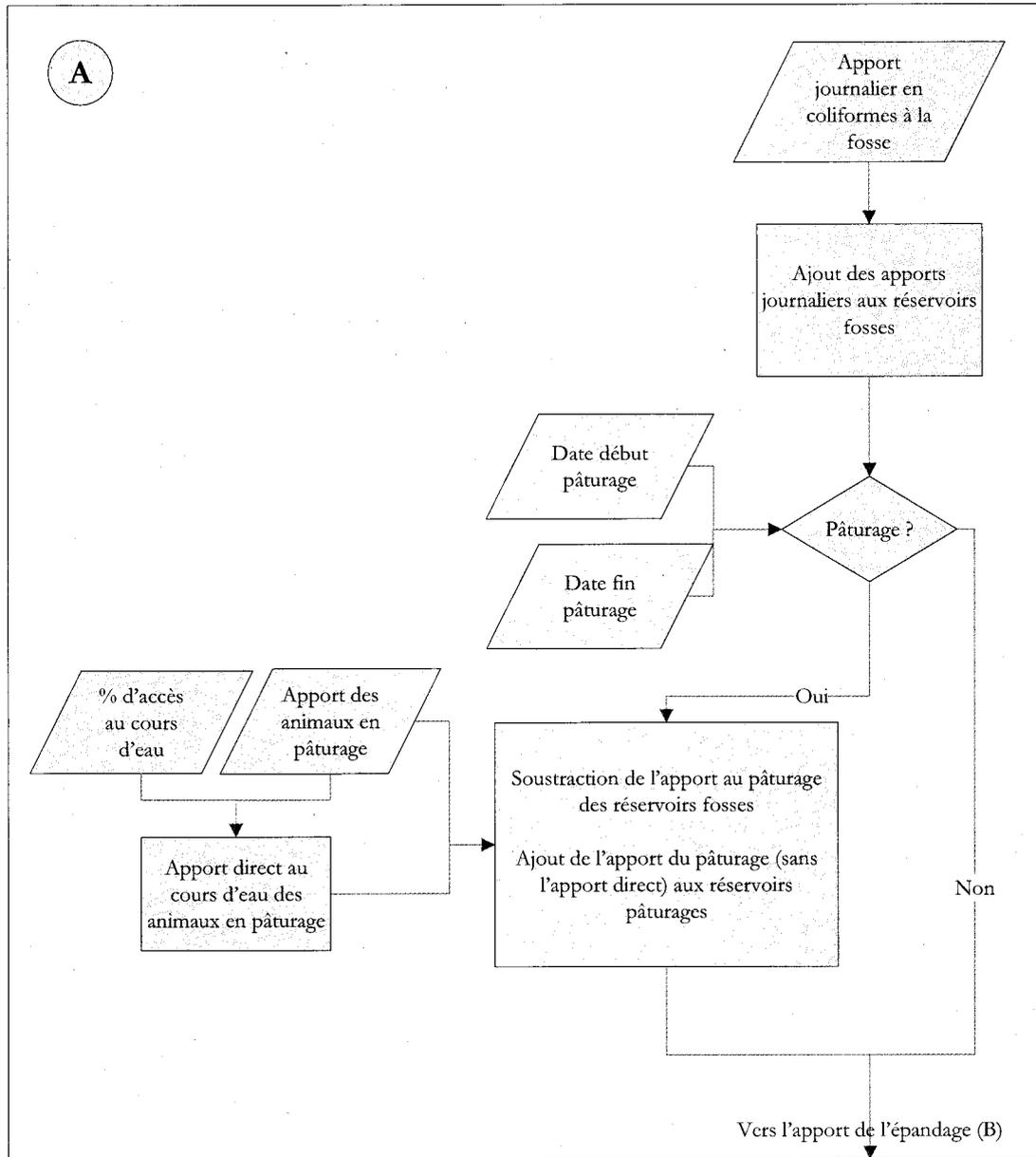


Figure 4.3. Diagramme de l'excrétion et du pâturage dans TransPath.

4.2.3 Pâturage

Il y a pâturage lorsque le jour de simulation se situe entre le jour de début possible des activités (*jourdeb*) et le premier jour de gel (*jourzerodegre*). Ces deux dates proviennent du modèle DATES de GIBSI. Le jour de début possible des activités correspond au premier

jour de l'année où la hauteur de neige au sol est zéro et la température de la première couche de sol est supérieure à 5°C. Le premier jour de gel correspond au premier jour de l'année où la température journalière moyenne est inférieure ou égale à 0°C. On considère qu'à partir de ce moment, les animaux ne vont plus au champ.

S'il y a pâturage pour une journée, TransPath calcule la quantité de coliformes, sur chaque USS, qui ira au champ et directement au cours d'eau. Pour chaque USS, la proportion d'UA qui est en pâturage a été déterminée grâce aux données fournies par le MAPAQ-Estrie et Chaudière-Appalaches (voir Annexe C). Seules les espèces *Bovin* et *Autre* sont considérées. La proportion d'UA au champ est multipliée par le nombre d'UA (pour chaque espèce et chaque USS) provenant de la base de données de GIBSI (table *DonneesCheptel*) et par la valeur caractéristique de coliformes par UA pour chacune des deux espèces (table *SousEspèce*). La valeur ainsi obtenue, pour chaque USS et pour chaque espèce ayant accès au pâturage (*bovin* et *autre*), est le nombre de coliformes qui doit être déduit des réservoirs fosses. Ces coliformes doivent être déduits puisque la quantité totale de coliformes produits sur l'USS est déposée dans les réservoirs fosses au début de la journée de simulation. Pour des raisons techniques, ces coliformes sont ajoutés aux réservoirs champ par la suite, lors du calcul de la mortalité cellulaire discuté plus loin.

4.2.4 Excrétion directe au cours d'eau

Empêcher l'accès aux cours d'eau est une pratique de gestion bénéfique (*PGB*) mise en application dans plusieurs programmes d'assainissement agricole. Cependant, en se promenant dans la campagne québécoise on observe qu'à l'intérieur des enclos il existe toujours de petits sillons qui forment des cours d'eau non permanents de quelques dizaines de cm de large. Il y aura donc toujours un chemin *accélééré* pour les pathogènes, même si le cours d'eau principal est protégé de l'apport direct. Par conséquent, il était important d'inclure un apport direct dans TransPath, même si cet apport est difficilement quantifiable et probablement très variable d'un élevage à l'autre.

Dans le modèle développé, une partie des coliformes en pâturage est acheminée directement au tronçon de manière à représenter l'excrétion directe au cours d'eau des animaux au pâturage. Une proportion d'animaux en pâturage ayant un accès direct au cours d'eau est spécifiée par l'utilisateur dans la fenêtre de gestion des attributs agricoles de GIBSI. L'utilisateur peut donc comparer différents scénarios selon l'accessibilité au cours d'eau sur un territoire donné. On fait l'hypothèse que les animaux ayant accès au cours d'eau passent la moitié de la journée au champ et qu'individuellement, chaque animal passe 10% de son temps dans le cours d'eau. Cette estimation semble *a priori* conservatrice. De plus, le fichier *transpath.ini* contient un facteur mensuel de pâturage qui tient compte de la variation saisonnière (mensuelle) du temps passé au pâturage par les animaux.

4.2.5 Épandage-fertilisation

Il y a épandage-fertilisation aux dates d'épandage estimées par le modèle DATES de GIBSI (voir section 3.4.2).

La figure 4.4 schématise le fonctionnement de l'épandage dans TransPath. Lorsqu'il y a épandage-fertilisation, le sous-modèle de fertilisation FERT envoie à TransPath les quantités de fumier et de lisier épandues ainsi que les quantités de fumier et de lisier en réserve avant cet épandage. Un ratio (quantité épandue)/(quantité en réserve) est ensuite déterminé pour le fumier et le lisier de manière à avoir la proportion de la quantité en réserve épandue ce jour là. Puis ce ratio est multiplié par la quantité de coliformes à la fosse, pour le fumier et le lisier. Cette opération permet de faire le lien entre le modèle de transport des polluants (POPES) qui travaille avec des volumes de fumier/lisier et les réservoirs de TransPath qui gèrent des quantités de coliformes fécaux. La quantité de coliformes qui sera épandue au champ (*ApportColifFumEpannage* et *ApportColifLisEpannage*) est ainsi obtenue. Ces quantités sont déduites des réservoirs fosses. Comme pour les coliformes du pâturage, ils seront ajoutés aux réservoirs *champs* lors du calcul de la mortalité cellulaire.

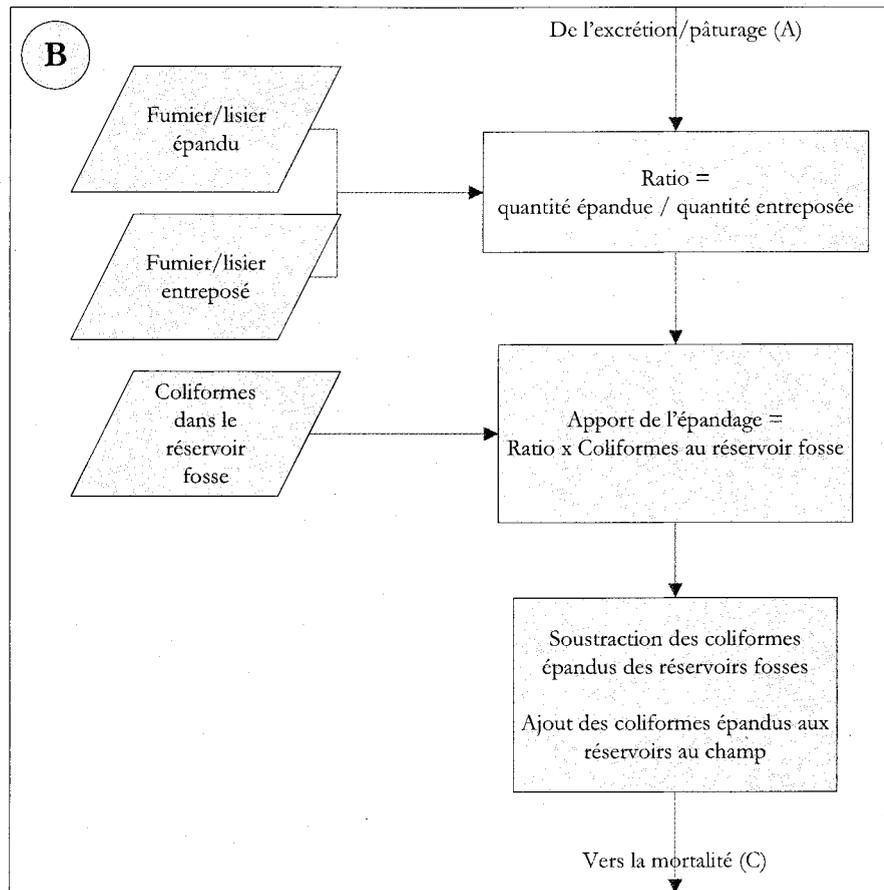


Figure 4.4. Diagramme de l'épandage dans TransPath.

4.3 Mortalités

À ce moment, les coliformes présents sur une USS ont été répartis dans 12 réservoirs différents : les fosses, les champs où il y a pâturage, les champs où il y a épandage-fertilisation pour les trois occupations agricoles et le cours d'eau. On applique alors l'équation de mortalité cellulaire à chacun de ces réservoirs. La figure 4.5 schématise le calcul des différents coefficients de mortalités utilisés dans TransPath.

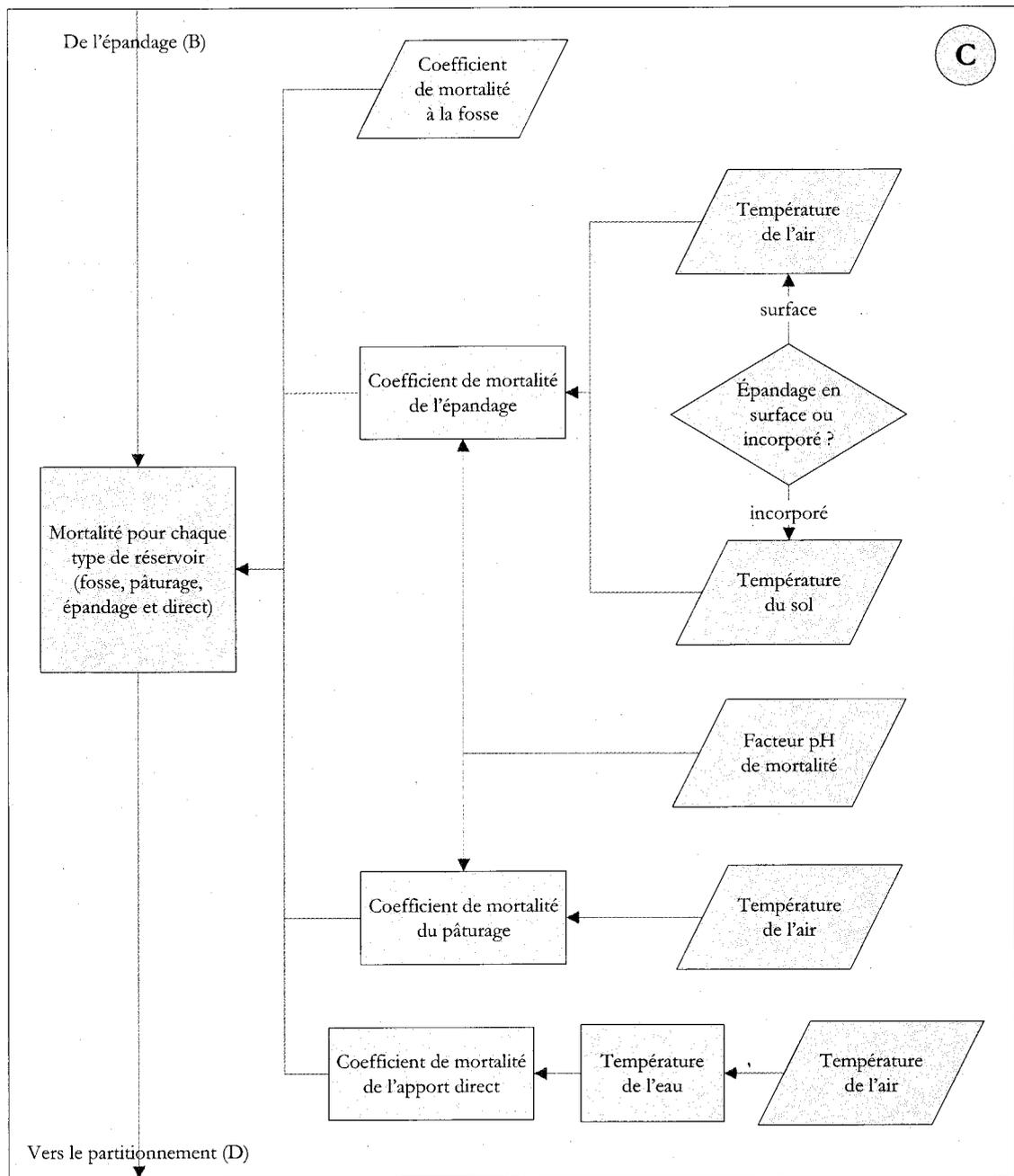


Figure 4.5. Diagramme de la mortalité dans TransPath.

4.3.1 Adaptation de l'équation de mortalité

Pour déterminer le coefficient de mortalité, TransPath utilise une équation adaptée de celle de Moore *et al.* (1989) [équation 2.7] :

$$k = k_{i} \left(1,0675^{(T_i - 20)} \right) k_{pHi} \quad [4.3]$$

où l'indice i est associé aux différents réservoirs, k_i est une constante de mortalité de base, T est la température (°C) du fumier ou du lisier et k_{pH} le facteur dû au pH. Chaque réservoir peut être traité séparément : *FosseFum*, *FosseLis*, *PaturageFum*, *PaturageLis*, *EpandageFum*, *EpandageLis*, *ColifDirectFum* et *ColifDirectLis*. Les réservoirs des trois occupations agricoles de l'épandage (maïs, céréales et pâturage) sont traités de la même manière.

Dans l'équation de Moore *et al.* (1989), $k_i = 0,5$ (jour⁻¹). Pour TransPath, k_i est calée de manière à obtenir une valeur de k à l'intérieur d'un certain intervalle (voir section 5.1.4) déterminé par la revue de littérature des valeurs déterminées expérimentalement pour chaque réservoir (sauf les trois occupations agricoles des réservoirs épandage qui sont traitées de la même manière). Les valeurs de k_i peuvent être modifiées séparément pour le fumier et le lisier des différents réservoirs dans le fichier *TransPath.ini* qui contient les paramètres du modèle. La même valeur est donnée en absence de valeurs ou d'informations fiables à ce sujet dans la littérature.

L'équation originale de Moore *et al.* (elle-même modifiée de Reddy *et al.*, 1981), contient un facteur (coefficient) lié à la méthode d'application du fumier/lisier : 0,50 pour un épandage en surface, 1 pour du fumier/lisier incorporé dans le sol. Ce facteur n'a pas été conservé dans TransPath car la méthode d'application, spécifiée par l'utilisateur dans GIBSI, influence le choix de la température utilisée dans l'équation de mortalité (température de l'air ou température de la première couche sol) dans TransPath.

La valeur de k_{pH} peut théoriquement varier pour le fumier et le lisier ainsi que pour le pâturage et l'épandage mais la valeur par défaut est la même faute de valeurs fiables disponibles dans la littérature. L'utilisateur pourrait cependant changer les valeurs dans le fichier *transpath.ini*. La valeur par défaut est 0,46 et correspond à un pH de 8 dans l'équation [2.5] liant le pH au facteur de correction du pH. Ce pH a été sélectionné d'après la revue de littérature (section 2.1.3.1).

4.3.2 Détermination du coefficient de mortalité aux fosses

Pour le fumier et le lisier, le coefficient de mortalité à la fosse utilisé est 0,15 jour⁻¹. Cette valeur provient d'une analyse des valeurs disponibles dans la littérature tout en respectant l'idée que la mortalité à la fosse est inférieure à la mortalité au champ. Par ailleurs, les conditions de température et pH dans les fosses sont plus stables qu'au champ et c'est pourquoi une valeur constante du coefficient de mortalité est utilisée (voir section 2.1.3.1). Elle pourra être modifiée, à l'intérieur d'un certain intervalle, lors du calage. En ce moment, par manque de données, les coefficients de mortalité du fumier à la fosse et du lisier à la fosse sont les mêmes. Il est possible de donner des valeurs différentes pour le fumier et le lisier dans le fichier *TransPath.ini* qui contient les paramètres du modèle. En absence de valeurs ou d'informations fiables à ce sujet provenant de la littérature, la même valeur est donc donnée pour le moment.

4.3.3 Détermination du coefficient de mortalité au champ

Pour le calcul du coefficient de mortalité des coliformes épandus (*EpannageFum* et *EpannageLis*), la température utilisée dépend du mode d'application (spécifié par l'utilisateur de GIBSI). Si le fumier/lisier est épandu en surface, c'est la température de l'air provenant d'HYDROTEL qui est utilisée. Si le fumier/lisier est incorporé au sol, c'est la température du sol provenant de POPES qui sera employée. Pour le calcul du coefficient de mortalité des coliformes provenant du pâturage, TransPath utilise la température de l'air. Par conséquent,

si le mode d'application est le même pour le fumier et le lisier, le coefficient de mortalité du fumier et du lisier épandu au champ est le même.

4.3.4 Mortalité dans le cours d'eau

La mortalité des coliformes excrétés directement dans le cours d'eau est modélisée comme dans le modèle Qual2E-GIBSI, c'est-à-dire à l'aide de l'équation de Chick avec un coefficient de mortalité modifié selon la température (équation [3.13]). Cependant, la température de l'eau est modélisée par Qual2E-GIBSI qui se trouve en aval de TransPath dans l'ordre de simulation de GIBSI. Cette donnée n'est donc pas disponible pour TransPath. TransPath utilise donc une relation empirique liant la température de l'air à celle de l'eau établie sur une longue période de temps et pour un éventail représentatif d'USS (forestier, urbain, agricole, amont, aval, *etc.*). Cette relation de mortalité n'est appliquée que pour un seul pas de temps (1 journée). Après la journée où ils ont été excrétés (et pour laquelle l'équation de mortalité est appliquée), les coliformes restant s'ajoutent à l'apport au tronçon. Les coliformes directement excrétés au cours d'eau pour une journée sont donc transportés dans la même journée au tronçon modélisé par Qual2E-GIBSI. Aucun partitionnement n'est appliqué pour cette source de coliformes car Qual2E-GIBSI ne distingue pas de forme particulière ou libre pour le moment.

4.4 Partitionnement

Après avoir calculé la mortalité cellulaire, TransPath sépare les coliformes des réservoirs champs entre ceux qui sont sous forme particulaire (liés à des particules de sol ou d'excréments) et ceux qui se retrouvent sous forme libre. La figure 4.6 schématise comment le partitionnement est calculé dans TransPath.

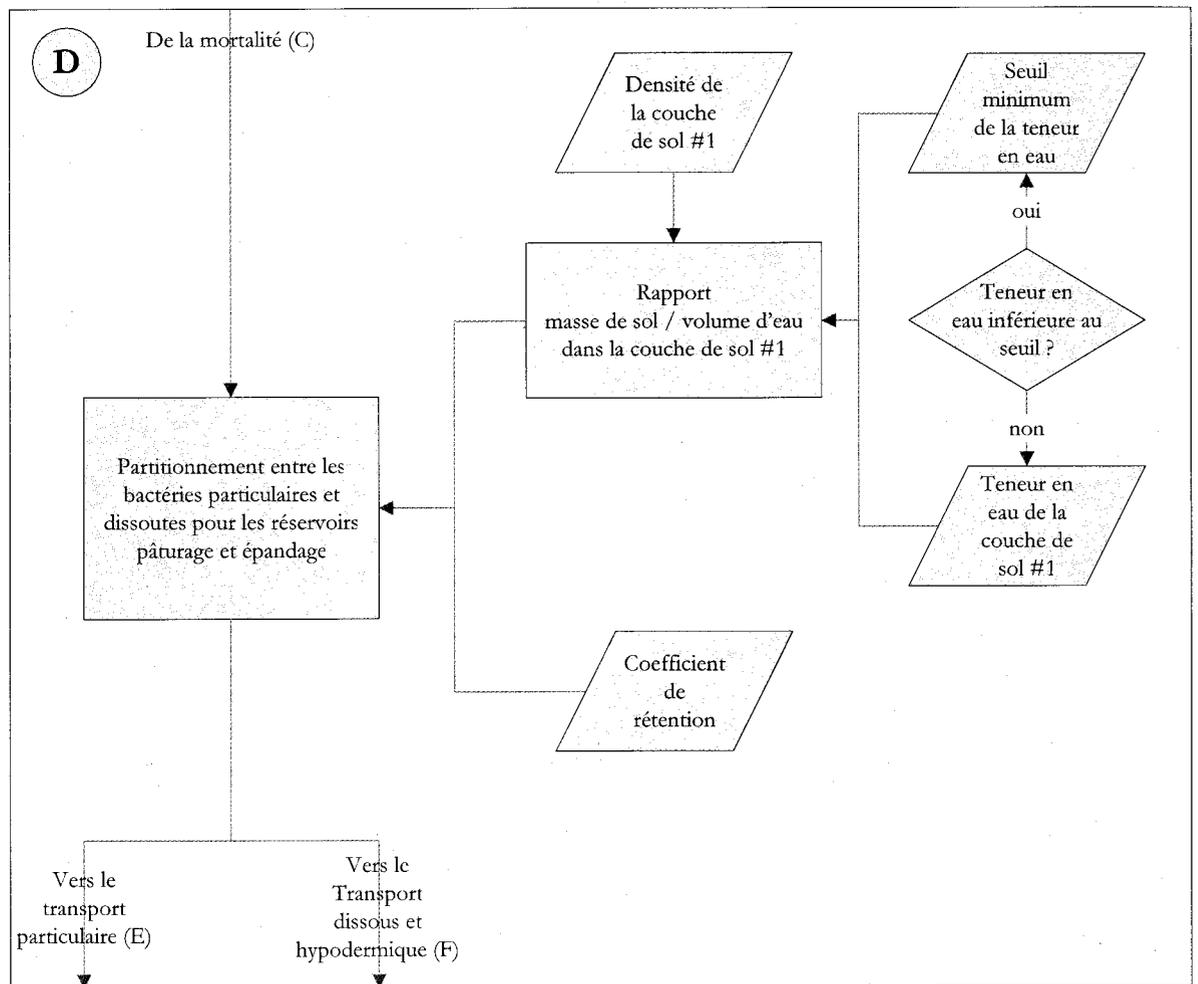


Figure 4.6. Diagramme du partitionnement dans TransPath.

TransPath utilise un coefficient de partitionnement pour modéliser le partitionnement comme une isotherme d'adsorption linéaire (voir section 2.1.4) :

$$BactLibre_i = \frac{BactTotal_i}{1 + K \left(\frac{M_{sol}}{V_{eau}} \right)} \quad [4.4]$$

où l'indice i est un identifiant pour les différents réservoirs au champ (*PaturageFum*, *PaturageLis*, *EpandageFum* et *EpandageLis*), *BactLibre* est la quantité de bactéries libres dans la première couche de sol (UFC), *BactTotal* est la quantité totale de bactéries dans la première couche de sol pour un réservoir donné (UFC), K est le coefficient de partitionnement tel que défini par l'équation [2.9] (mL/g), M_{sol} est la masse de sol (g) dans la première couche de sol et V_{eau} est le volume d'eau (mL) dans cette même couche de sol.

Dans TransPath, le volume d'eau de la première couche de sol est obtenu en utilisant la teneur en eau [m^3 d'eau/ m^3 de sol] de la première couche de sol de GIBSI. Pour obtenir le volume d'eau pour une USS et pour chaque occupation, l'épaisseur de la couche de sol devrait être multipliée par la superficie de l'occupation. Ce calcul n'est pas nécessaire puisqu'un raisonnement similaire devrait être fait au numérateur : la masse de sol serait obtenue en multipliant la densité massique du sol par l'épaisseur de la couche de sol et par la superficie. L'expression se simplifie donc au rapport de la densité du sol sur la teneur en eau.

Dans GIBSI, la densité du sol provient de la base de données. TransPath utilise la densité apparente de la première couche de sol.

C1Teau est la teneur en eau de la première couche de sol exprimée en pourcentage de la teneur à saturation (sans unités). Elle est obtenue de l'algorithme BV3C d'HYDROTEL. La teneur en eau calculée par GIBSI donne parfois des valeurs nulles et c'est pourquoi TransPath fixe un seuil inférieur. Cette valeur seuil correspond aux valeurs minimales (mais non nulles) raisonnables (selon le meilleur jugement professionnel du modélisateur) de teneur en eau simulées. Elle dépend donc des connaissances qu'a le modélisateur de son modèle et de l'hydrologie du bassin versant. Sans ce seuil, il n'y aurait pas de partitionnement et tous les

coliformes se retrouveraient sous forme particulière. La valeur est inscrite dans le fichier *transpath.ini* et peut donc être modifiée par l'utilisateur.

Tel que mentionné dans la revue de littérature (section 2.1.4), les quelques valeurs expérimentales du coefficient de partitionnement K qui existent dans la littérature sont très variables. Dans TransPath ce paramètre est calé à l'intérieur d'un intervalle déterminé (voir section 5.1.3 pour plus détails).

Après avoir appliqué l'équation [4.4] pour déterminer la quantité de coliformes libres, la quantité de coliformes particuliers est obtenue en soustrayant la quantité de coliformes libres de la quantité totale de coliformes dans un réservoir :

$$BactPart_i = BactTotal_i - BactLibre_i \quad [4.5]$$

où l'indice i est un identifiant pour les différents réservoirs au champ, $BactPart_i$ est le nombre de bactéries (ou coliformes) particulières (UFC), $BactTotal_i$ est la quantité totale de bactéries dans la première couche de sol pour un réservoir donné (UFC) et $BactLibre_i$ est la quantité de bactéries libres dans la première couche de sol (UFC).

Le partitionnement entre coliformes libres et particuliers se fait pour les huit réservoirs au champ (fumier et lisier pour le pâturage ainsi que fumier et lisier pour les trois occupations agricoles de l'épandage).

4.5 Transport particulière

L'étape préliminaire au transport particulière est de répartir les coliformes sous formes particulières ($BactPart$) sur l'ensemble de la couche efficace d'interaction. La couche efficace d'interaction est un volume qui correspond à l'épaisseur de sol (les trois premiers centimètres dans TransPath) multipliée par la superficie occupée par chaque réservoir.

Ensuite, la quantité obtenue de coliformes par masse de sol est multipliée par la quantité de sédiments érodés sur chaque occupation agricole d'un réservoir de coliformes et par un facteur d'enrichissement. Le facteur d'enrichissement est utilisé dans POPES pour l'azote, le phosphore et les pesticides. Il concerne les substances emportées par les sédiments et correspond au rapport entre la concentration dans les sédiments et la concentration dans le sol (première couche). Il est généralement plus grand que 1, est indépendant du composé chimique et est calculé par une relation empirique liée au taux d'érosion. Le nombre de coliformes transportés sous forme particulaire est évalué à l'aide de l'équation suivante :

$$RuisPart = \frac{BactPart}{(SuperficieAgricoleOcc)(0,03)(DensAppC1)}(FacteurER)(Sediments) \quad [4.6]$$

où, pour le pas de temps sur une USS et pour une occupation donnée, *RuisPart* est le nombre de coliformes transportés sous forme particulaire (UFC), *BactPart* est le nombre de bactéries particulières (UFC), *SuperficieAgricoleOcc* est la superficie agricole de l'occupation (m²), 0,03 est l'épaisseur fixée de la couche efficace d'interaction des bactéries dans première couche de sol (m), *DensAppC1* est la densité apparente de la première couche de sol (kg/m³), *FacteurER* est le facteur d'enrichissement provenant de POPES (sans unité) et *Sediments* est la quantité de sédiments produits (kg). Le transport particulaire est calculé pour les huit réservoirs au champ. Les opérations liées au transport particulaire dans TransPath sont schématisées à la figure 4.7.

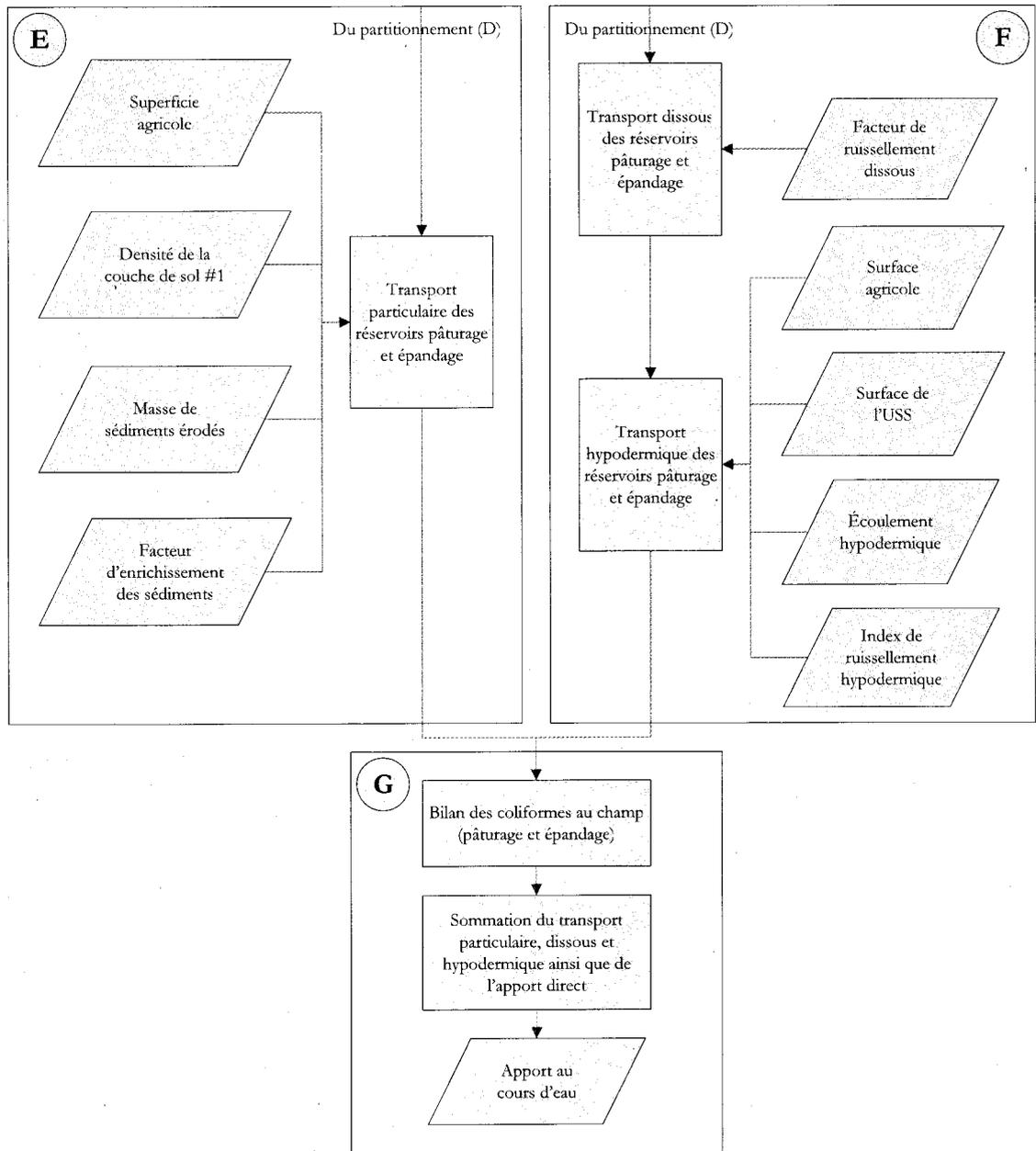


Figure 4.7. Diagramme du transport et de l'apport au cours d'eau dans TransPath.

4.6 *Transport libre*

Pour le transport libre, TransPath adapte l'équation de transport de l'azote dissous de POPES :

$$TransLibre = BactLibre \left(1 - e^{\frac{-O}{PO-WP}} \right) \quad [4.7]$$

où *TransLibre* est la quantité de coliformes transportés par le ruissellement de surface pour chaque réservoir (UFC), *BactLibre* est la quantité de coliformes disponibles sous forme libre pour chaque réservoir (UFC), *O* est la hauteur d'eau considérée (mm), *WP* la hauteur d'eau correspondant au point de flétrissement (mm) et *PO* la hauteur d'eau correspondant à la porosité (mm). Pour la première couche de sol, la hauteur d'eau considérée est la somme des hauteurs d'eau s'écoulant verticalement et horizontalement et de la hauteur d'eau de ruissellement. Les variables *O*, *WP* et *PO* sont obtenues d'HYDROTEL. Le transport libre est calculé pour les huit réservoirs au champ.

La valeur de l'expression entre parenthèses à droite de l'équation [4.7] n'est pas calculée par le programme TransPath. Celui-ci récupère directement la valeur à partir de POPES, pour chaque USS et pour chaque occupation, sous une variable nommée *FTD* (Facteur de Transport Dissous). La figure 4.7 schématise l'algorithme du transport libre dans TransPath.

4.7 *Transport hypodermique*

La quantité de coliformes transportée par le ruissellement hypodermique, par occupation et sur chaque USS, est proportionnelle à l'écoulement hypodermique [m³/s] calculé dans HYDROTEL. Cet écoulement représente le volume total d'eau qui s'écoule latéralement de la première couche de sol d'une USS. On multiplie ce volume d'eau par la proportion (superficie de l'occupation de l'USS)/(superficie totale de l'USS) car les coliformes libres (ceux qui peuvent être affectés par le transport hypodermique) se retrouvent uniquement sur la

superficie agricole d'une USS. La superficie totale de l'USS provient du modèle d'érosion de GIBSI et la surface de l'occupation agricole provient de POPES.

Par la suite, on multiplie le résultat obtenu par la quantité de coliformes libres disponibles et par une constante de transport hypodermique à caler (voir section 5.1.3) :

$$TransHypo = (H)(QHypo)(BactLibre) \left(\frac{SurfaceAgricole}{Surface} \right) \quad [4.8]$$

où *TransHypo* est le nombre de coliformes transportée par unité de temps par le ruissellement hypodermique pour chaque réservoir (UFC), *H* est un index de ruissellement hypodermique devant être calé (s/m³), *QHypo* représente le débit hypodermique simulé par HYDROTEL (m³/s), *BactLibre* est la quantité de coliformes libres pour chaque réservoir (UFC), *SurfaceAgricole* est la surface d'une occupation provenant de POPES (ha) et *Surface* est la surface de l'USS provenant du modèle d'érosion (ha). Le transport hypodermique est schématisé à la figure 4.7.

4.8 Apport aux tronçons

À cette étape, le bilan des réservoirs de coliformes est effectué. Ce bilan affecte chaque réservoir au champ. Tous les coliformes transportés d'un réservoir pour une journée de simulation sont soustraits de ce réservoir. L'apport en coliformes à un tronçon qui est associé à une USS correspond à la somme des 26 sources de transport de coliformes (3 types de transport x 8 réservoirs au champ + 2 réservoirs d'excrétion directe au cours d'eau). Cet apport au tronçon constitue la seule donnée de sortie de TransPath et devient une donnée d'entrée de Qual2E-GIBSI. Lors de l'appel des données devant être modélisées en rivière, le pilote de GIBSI a été modifié pour convertir les apports en coliformes (*ApportColif*) [UFC] en concentrations (*ConcentrationColif*) [UFC/100mL] en divisant l'apport au tronçon par le débit latéral et en multipliant par un facteur de conversion pour obtenir le débit latéral journalier :

$$ConcentrationColif = \frac{ApportColif}{Q_{lateral}(86400)(10000)} \quad (4.9)$$

où $Q_{Lateral}$ est l'apport latéral (m^3/s), 86400 (s/jour) et 10000 ($100 mL/m^3$) sont des facteurs de conversion des unités pour obtenir une concentration en UFC/100mL.

4.9 Résumé

Pour chaque USS TransPath gère deux réservoirs *fosse* (fumier et lisier), deux réservoirs *pâturage* (fumier et lisier), six réservoirs *champ* (fumier et lisier sur céréales, maïs et pâturage) et deux réservoirs *direct* (fumier et lisier), donc 12 réservoirs de coliformes au total. Le modèle TransPath tient compte de la très grande majorité des processus inclus dans les modèles déjà existants : (i) mortalité selon la température et les pratiques culturales, (ii) partitionnement, (iii) transport et (iv) apport direct au cours d'eau par les animaux au pâturage. À ce stade de développement, TransPath ne tient cependant pas compte du bruit de fond de la faune ni des bandes végétatives filtrantes. En ce qui concerne le bruit de fond de la faune, il peut être globalement considéré négligeable dans des régions agricoles. Dans le cas où ce bruit de fond est important (lors du passage de troupeaux/volées en migration), il est très difficilement quantifiable spatialement et temporellement. Pour ce qui est des bandes végétatives filtrantes, elles ne sont pas intégrées explicitement dans GIBSI pour le moment.

5 Mise en place sur un bassin pilote

Une fois TransPath programmé et intégré au système GIBSI, les résultats obtenus ont été évalués pour déterminer la performance du modèle par rapport à un jeu de données prélevées sur le terrain et de manière à analyser le comportement du modèle selon la variation de ses paramètres et de ses données d'entrées. La première section de ce chapitre traite du calage du modèle TransPath. La seconde concerne l'analyse de sensibilité et d'incertitudes et la troisième section présente une étude de cas.

5.1 Calage

Caler un modèle consiste à déterminer les valeurs d'un certain nombre de paramètres préalablement sélectionnés de manière à ce que les résultats simulés correspondent le mieux possible aux mesures servant au calage. Lors du calage préliminaire, les valeurs des paramètres de calage ont été ajustées à l'intérieur d'un intervalle de valeurs pour reproduire les concentrations observées en rivière sur une certaine période de temps. Par la suite, le calage déterminé a été appliqué sur une autre période de temps pour vérifier sa validité.

5.1.1 Le Bras d'Henri et sa représentation dans GIBSI

TransPath a été calé sur la partie amont du Bras d'Henri, un sous-bassin de 45 km² de la rivière Beaurivage (figure 5.1). La Beaurivage est tributaire de la rivière Chaudière sur laquelle le système GIBSI est implanté. Dans GIBSI, le sous-bassin de calage correspond à huit USS présentées à la figure 5.2.

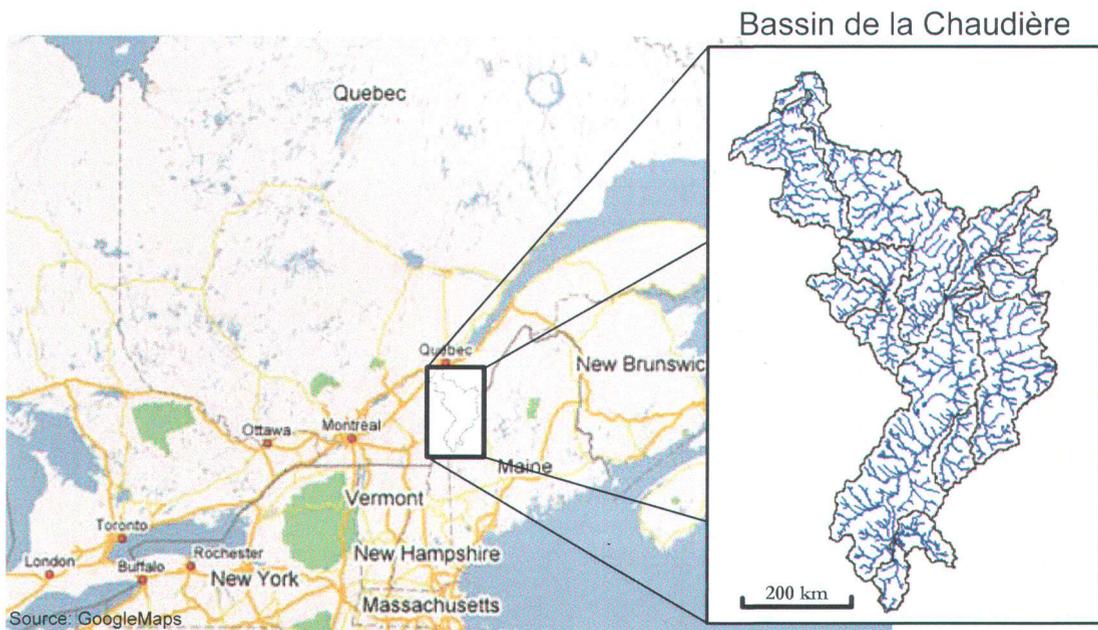


Figure 5.1. Situation géographique du bassin versant de la Chaudière.

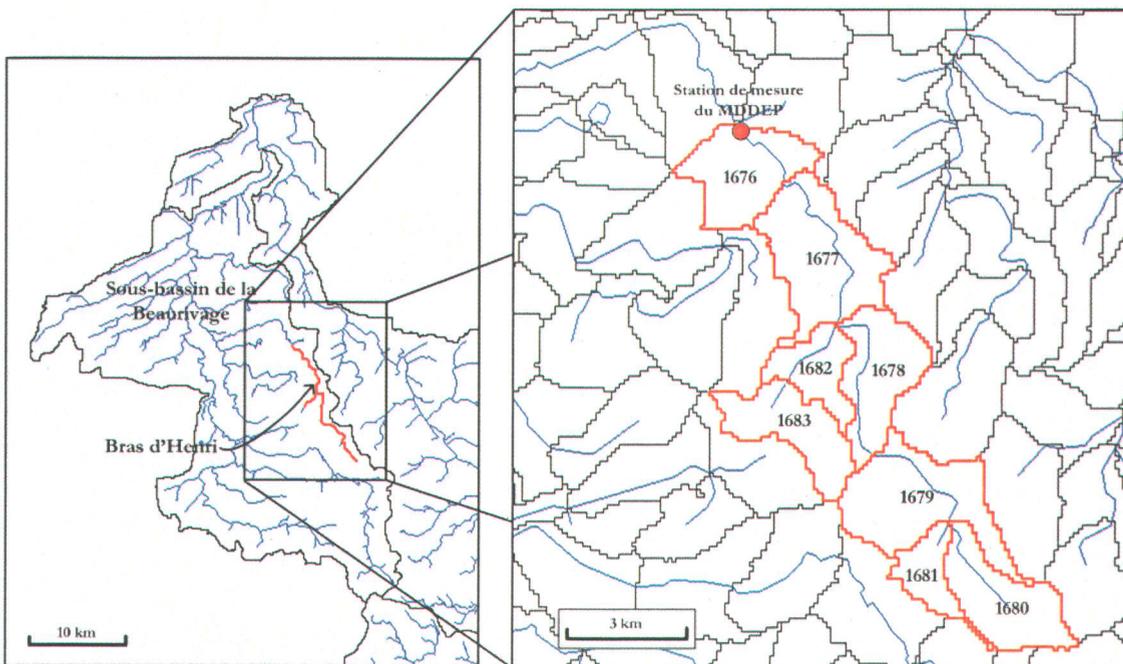


Figure 5.2. Représentation du sous-bassin de calage dans GIBSI.

La station météorologique de Scott (latitude $46^{\circ}30'N$; longitude $61^{\circ}4'W$; altitude 145 m) est située à une dizaine de kilomètres à l'Est du sous-bassin. La température moyenne annuelle est $4,3^{\circ}C$ et les précipitations totales annuelles sont de 1126,3 mm dont 252,5 cm de neige.

La figure 5.3 présente les précipitations et les températures moyennes mensuelles dans le secteur du bassin versant à l'étude. La pente moyenne des 8 USS calculée à partir du modèle numérique d'altitude est 1,5%. La pente moyenne calculée du cours d'eau est 0,5% pour les 8 tronçons associés au 8 USS.

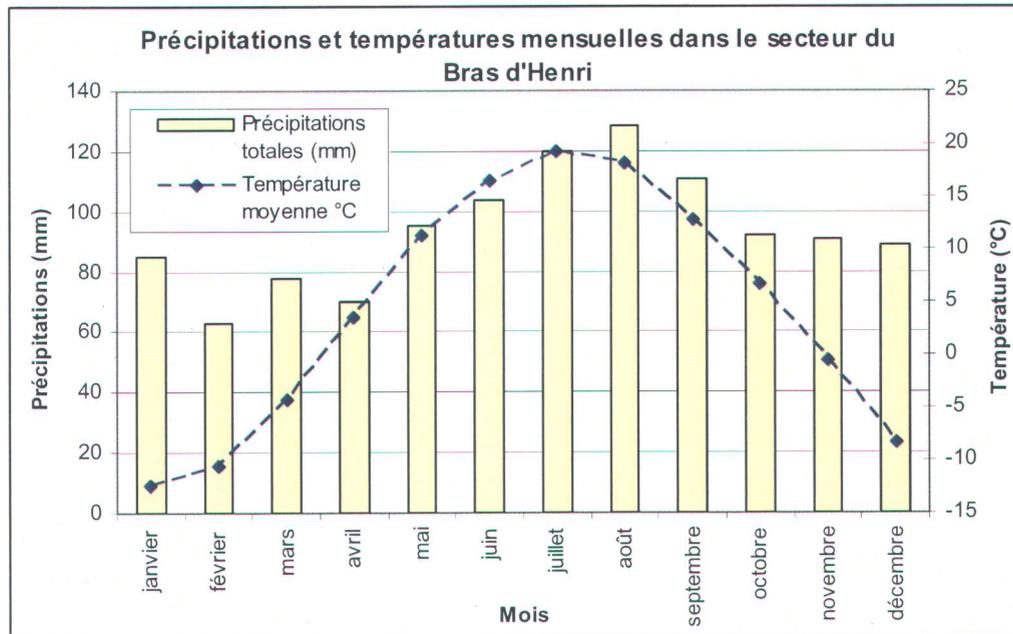


Figure 5.3. Précipitations et températures mensuelles dans le secteur du bassin de calage.

Les caractéristiques agricoles et l'occupation des sols provenant de la base de données de GIBSI sont réunies dans le tableau 5.1 et 5.2 respectivement. La figure 5.4 est une carte de l'occupation du sol provenant de l'interface de GIBSI et permet d'apprécier l'intensité des activités agricoles sur le territoire à l'étude. La pollution diffuse agricole affecte grandement le Bras d'Henri à cause de l'intensité des activités agricoles. La densité animale est très élevée avec plus de 11 000 UA sur moins de 2000 ha de terres agricoles. Aucun rejet d'eaux usées n'a été inventorié à l'intérieur de ce sous-bassin.

Tableau 5.1. Données agricoles du bassin de calage.

#	Superficie	Superficie	Bovin	Porcin	Volaille	Autre	Bilan (N)	Bilan (P)
USS	[ha]	agricole [ha]	[UA]	[UA]	[UA]	[UA]	[kg]	[kg]
1683	473	81	117	246	11	1	11539	7708
1682	310	151	253	584	102	2	34074	21916
1681	231	45	71	147	25	1	8635	5397
1680	529	265	293	706	45	7	33589	21328
1679	777	363	571	1266	179	5	69354	45227
1678	530	303	533	1198	235	4	70306	46015
1677	786	510	878	2002	373	8	114477	75756
1676	549	260	315	910	39	5	44350	28335
Total	4185	1979	3031	7059	1008	33	386324	251682

Tableau 5.2. Occupation du sol du bassin de calage.

Occupation	Surface (ha)	Surface (%)
Urbain	71,2	1,7
Forêt à dominance résineuse	229,6	5,5
Pâturage, foin, trèfle et luzerne	1453,2	34,7
Céréales et Horticulture	366,8	8,8
Mais	158,6	3,8
Eau	0,1	0,0
Milieus humides	49,1	1,2
Sols nus	580,4	13,9
Friches arbustives	151,8	3,6
Forêt à dominance feuillue	1124,3	26,9

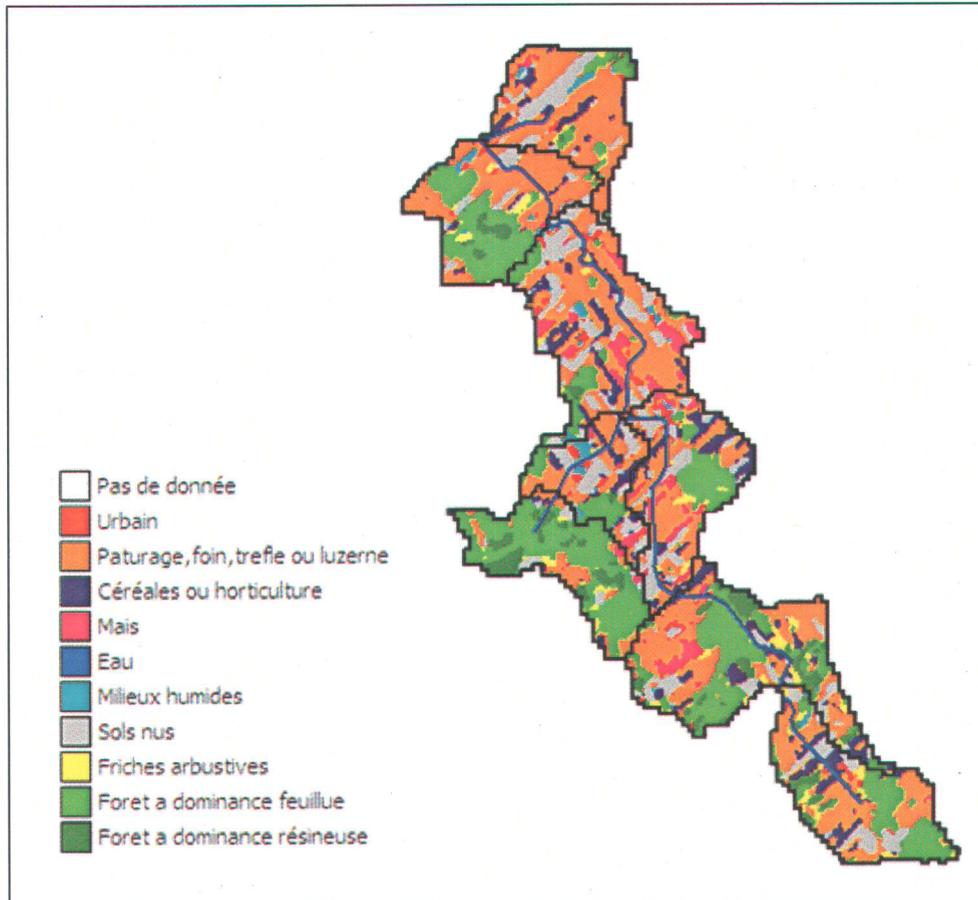


Figure 5.4. Carte de l'occupation du sol du bassin de calage.

5.1.2 Données servant au calage

Les données fournies par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) s'étalent du 1^{er} janvier 2000 au 1^{er} décembre 2003. Pour 2000, 2001 et 2002 l'échantillonnage s'est fait assez régulièrement à raison d'une fois par semaine sur toute l'année. 22, 21 et 22 échantillons ont été prélevés respectivement pour les années 2000, 2001 et 2002. Pour l'année 2003, 51 échantillons ont été prélevés, la majorité de mai à septembre à raison d'une à trois fois par semaine.

Les échantillons ont été prélevés à la station 02340099 du MDDEP, quelques mètres en amont du pont-route au nord-est de Saint-Narcisse. Les débits ont été mesurés quelques mètres en amont à la station de débits 023443 du MDDEP.

Le comptage de coliformes fécaux se fait par filtration sur membrane m-Fc au centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. La limite de la technique de comptage jusqu'au printemps 2003 était de 2 à 6000 UFC/100 mL. À partir d'avril 2003, l'intervalle de détection est de 10 à 60 000 UFC/100 mL.

5.1.3 Stratégie de calage

Le calage de TransPath s'est fait avec les mesures de l'année 2003 avant d'être vérifié sur les années 2000, 2001 et 2002. Chaque année a été simulée indépendamment du 1^{er} janvier au 31 décembre. Le calage s'est fait manuellement selon des critères visuels, l'objectif étant d'obtenir des concentrations simulées du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées, tant dans les périodes de basses concentrations que lors des pointes.

Initialement, les cinq paramètres du tableau 5.3 devaient servir au calage du modèle. Après un calage préliminaire, il s'est avéré que les coefficients de mortalité (k_{fosse} et k_{champ}) et l'index de ruissellement hypodermique (H) avaient relativement peu d'influence lors du calage par rapport à la proportion d'animaux au pâturage (P) et au coefficient de partitionnement (K). Ces trois paramètres dont l'influence sur les concentrations simulées était moins importante ont donc été fixés selon la revue de littérature (section 2.1), ce qui a par ailleurs permis de simplifier le calage. Le paramètre de proportion d'animaux ayant accès au cours d'eau (P) a servi pour ajuster les valeurs de base des concentrations en coliformes simulées par rapport aux valeurs de bases des données mesurées. Les valeurs de base correspondent *grosso-modo* aux périodes entre les événements de précipitation-érosion-ruissellement. Le coefficient de partitionnement influençait beaucoup les concentrations de pointe mais ne permettait pas d'obtenir la majorité du temps le bon ordre de grandeur pour ces pointes de concentrations élevées. Un critère a donc été déterminé d'après la revue de littérature pour le coefficient de partitionnement de manière à maintenir sa signification physique tout en conservant des

valeurs permettant d'obtenir le meilleur calage. La valeur du coefficient de partitionnement est telle que seul les événements de précipitation majeure aient un apport particulaire supérieur à 90,0% de l'apport terrestre. Un événement de précipitation majeure correspond à une précipitation journalière supérieure à 25 mm en moyenne pour l'ensemble des USS de calage. L'apport terrestre en coliformes correspond aux transports libre, particulaire et hypodermique réunis. Il n'inclut donc pas l'apport provenant de l'excrétion direct au cours d'eau. Ce critère s'inspire de Characklis *et al.* (2005) et Panhorst (2002).

Le tableau 5.3 présente les valeurs de calage des paramètres de TransPath. Il présente aussi les valeurs minimales et maximales que ces paramètres devraient prendre selon la revue de littérature.

En ce qui concerne la valeur de calage du coefficient de partitionnement, la notion de précipitation majeure a été fixée arbitrairement selon le bon jugement professionnel. Le seuil de 25 mm est donc arbitraire. Les précipitations doivent être intenses pour entraîner très majoritairement les coliformes sous forme particulaire mais GIBSI ne peut pas tenir compte de l'intensité des précipitations puisque le pas de temps est journalier. Par conséquent, il n'est pas possible de distinguer une légère pluie étalée sur 24h ou un orage violent d'une demi-heure dont la dynamique de ruissellement est différente.

La valeur maximale du coefficient de partitionnement est une valeur pour les coliformes fécaux associés aux sédiments (Reddy *et al.*, 1981) en rivière et la valeur minimale est une valeur obtenue pour les cours d'eau urbains en conditions *sèches* (Characklis *et al.*, 2005).

Lorsque la limite supérieure de détection des coliformes fécaux était dépassée (6000 UFC/100 mL jusqu'au printemps 2003), il y a une perte d'information qui a limité l'ajustement du modèle. Ces points indiquent donc la présence d'un pic de concentration mais ne permettent pas un calage relativement précis.

Tableau 5.3. Valeurs minimales, maximales et de calage des paramètres de TransPath.

Paramètre	Unités	Valeur minimale	Valeur de calage	Valeur maximale	Référence	
Coefficient de mortalité (k) - à la fosse (k_{fosse})	j^{-1}	0,011			Panhorst (2002)	
				0,150		Valeur fixée (doit être inférieure à la valeur au champ)
					0,690	Klock (1971) d'après Reddy <i>et al.</i> (1981)
						Tel que $k = 0,028$ dans le sol à 2°C; Jones (1971)
- au champ (k_{champ})		0,197			Tel que $k = 0,240$ en surface à 20°C; moyenne compilation	
				0,522		Tel que $k = 0,240$ en surface à 20°C; moyenne compilation
					1,23	Tel que $k = 0,787$ en surface à 25°C; Crane <i>et al.</i> (1980)
Coefficient de partitionnement (K)	ml/g	0,25			Characklis <i>et al.</i> (2005)	
				350		Tel que seul les événements de précipitation majeures (>25mm en moyenne sur les USS de calage) aient un apport particulaire supérieur à 90,0% de l'apport terrestre (Characklis <i>et al.</i> , 2005) (Panhorst, 2002)
					1909	Reddy <i>et al.</i> (1981)
Index de ruissellement hypodermique (H)		0,008			Tel que le transport hypodermique annuel représente 0,1% du transport total annuel pour le sous bassin de calage	
				0,086		Tel que le transport hypodermique annuel représente 1% du transport total annuel pour le sous bassin de calage (Collins et Rutherford, 2004)
					0,51	Tel que le transport hypodermique annuel représente 5% du transport total annuel pour le sous bassin de calage
Proportion d'animaux ayant accès au pâturage (P)	%	1			Accès minimum inévitable	
				10		Tel que les concentrations de base simulées correspondent aux concentrations de base mesurées
					100	Tous les animaux en pâturage ont un accès direct au cours d'eau

5.1.4 Résultats

Lors de l'interprétation des résultats du modèle par rapport aux mesures prises en rivière, il est important de rappeler que le pas de temps de TransPath est journalier tandis que la

mesure prise en rivière est prise à un seul instant de la journée. Certains écarts entre les résultats simulés et observés en résultent quoique inconnus et non quantifiables (Collins et Rutherford, 2004). Lorsque du bétail est présent dans le cours d'eau, l'excrétion directe et la mise en suspension des coliformes par le brassage des sédiments sont accentuées. Si l'échantillon est pris à ce moment, la concentration mesurée ne concordera peut-être pas avec la concentration journalière simulée. De même, les changements de débits (avant/après un orage par exemple) peuvent influencer grandement la concentration mesurée de manière ponctuelle alors que la concentration simulée est plutôt une moyenne sur tout le pas de simulation.

Il est également important de mentionner qu'il existe, en général, une grande incertitude sur les mesures de coliformes fécaux à cause des techniques utilisées. De plus, la performance de la méthode varie selon la température de l'eau car la récupération des coliformes fécaux est plus difficile en eau froide. Enfin, une sous-estimation du nombre de coliformes fécaux en eaux turbides résulterait de l'absence de mesure de dispersion dans la méthode standard.

La figure 5.5 présente les concentrations simulées en coliformes fécaux, les mesures prises par le MDDEP, les événements d'épandage simulés et les précipitations extrapolées pour l'année de calage 2003.

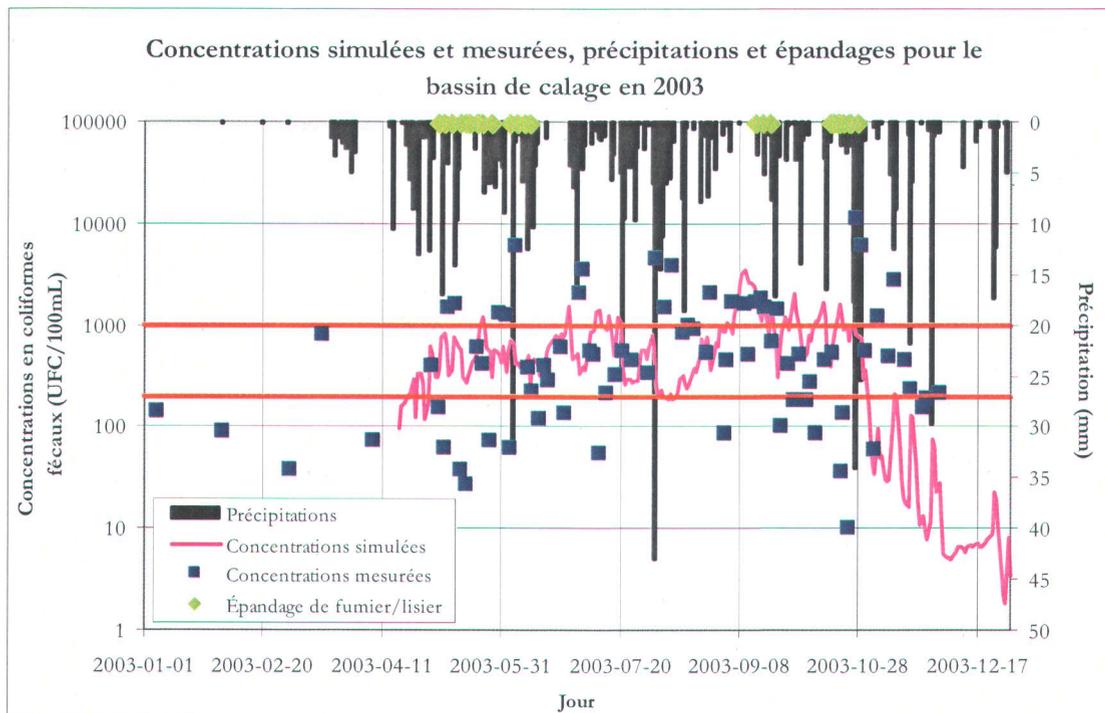


Figure 5.5. Résultats pour l'année de calage 2003.

Les lignes rouges indiquent les niveaux de concentrations à surveiller (200 UFC/100mL pour le contact primaire et 1000 UFC/100mL pour le contact secondaire). Les niveaux de bases des concentrations simulées et mesurées sont relativement similaires. Les concentrations mesurées les plus élevées ne sont cependant pas reproduites. L'analyse des charges en coliformes en sortie de TransPath indique que les charges sont beaucoup plus élevées pour ces journées qui correspondent souvent aux événements de précipitations où il y a un ruissellement et un transport accru. Cependant, les charges simulées ne sont pas suffisamment importantes par rapport à l'augmentation des débits en rivière pour faire augmenter les concentrations au niveau de celles mesurées.

L'estimation des débits dans GIBSI pourrait être responsable de ce type d'erreur. Le modèle hydrologique Hydrotel a été calé à partir des débits mesurés à la station hydrométrique de St-Lambert-de-Lévis qui se situe près de l'exutoire de la rivière Chaudière. Le calage a donc été effectué pour l'ensemble du bassin de la Chaudière sans validation ou vérification pour le bassin de 45 km².

Cependant, la comparaison entre les débits simulés et ceux mesurés par le MDDEP n'est pas univoque. La figure 5.6 montre que les étiages les plus importants sont surestimés (les débits sont sous-estimés). Par exemple, du 8 au 15 septembre la moyenne des écarts relatifs (écart relatif des débits simulés par rapport à ceux mesurés) des débits est -37% par rapport à +75% sur l'ensemble de la période présentée (1^{er} mai au 31 octobre). À l'opposé, certains épisodes de crue sont grandement surestimés. Du 23 au 26 juin 2003 par exemple la moyenne des écarts relatifs des débits est de plus de 400%, toujours par rapport à 75% sur l'ensemble de la période présentée. En remplaçant les débits simulés par ceux mesurés, certaines concentrations pourraient mieux correspondre aux mesures mais d'autres seraient moins bonnes. Il apparaît cependant évident que l'erreur sur l'estimation des débits peut être relativement importante et grandement influencer les concentrations simulées par le système GIBSI – ce type d'erreur est étudié à la section 5.2.3.

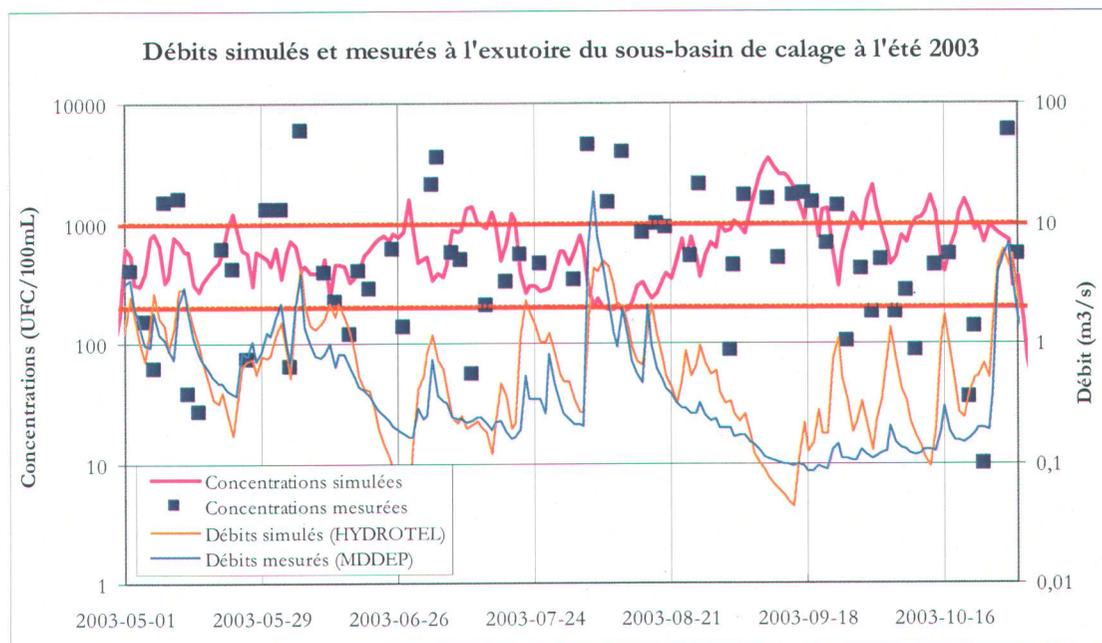


Figure 5.6. Concentrations et débits mesurés et simulés pour 2003.

La comparaison entre les dates d'épandage et les quantités épandues telles que simulées par GIBSI et celles recueillies par le MDDEP peut également expliquer les différences entre concentrations simulées et mesurées. L'information sur les dates d'épandage et les quantités épandues provient du tiers des surfaces cultivées du sous-bassin servant au calage. La figure

5.7 présente ces données sous forme de pourcentage cumulé pour le lisier de porc épandu sur les terres de pâturage. Il faut rappeler que le porc représente, en termes d'unités animales, environ les 2/3 du cheptel du sous-bassin dans la base de données de GIBSI. Il apparaît que l'épandage se fait de manière relativement continue par rapport à ce qui est simulé par le modèle DATES de GIBSI. Entre la fin de l'épandage printanier et le début de l'épandage automnale simulés dans GIBSI, près de 60% du lisier de porc a été épandu sur l'occupation pâturage en réalité. Les quantités de coliformes disponibles au champ pour le modèle sont donc moins importantes pendant la période estivale et plus importantes en automne.

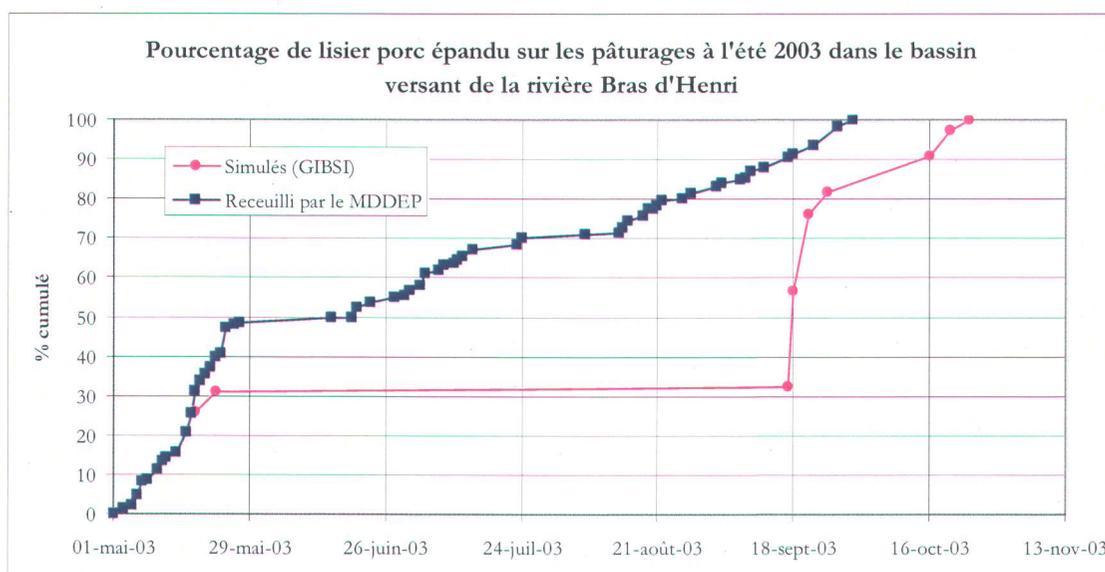


Figure 5.7. Épandage simulé et observé pour le sous-bassin de calage.

Le même constat peut être fait pour le fumier/lisier bovin épandu aux pâturages. Dans le cas des déjections de porcs et de bovins épandues sur l'occupation maïs, DATES épand tout avant la mi-juin tandis que sur le terrain, les agriculteurs en ont épandu une partie en août-septembre. Enfin, pour l'épandage sur céréales, DATES propose d'épandre les deux tiers en septembre-octobre alors que sur le terrain tout était épandu fin juin/début juillet. Ces différences expliquent peut-être la difficulté à reproduire des concentrations élevées entre mai et septembre.

Les figures 5.8, 5.8 et 5.10 présentent les résultats (concentrations simulées en coliformes fécaux) obtenus sur les années 2000, 2001 et 2002 avec le calage de 2003. Les débits simulés et mesurés ont aussi été inclus. Les mêmes observations peuvent être faites.

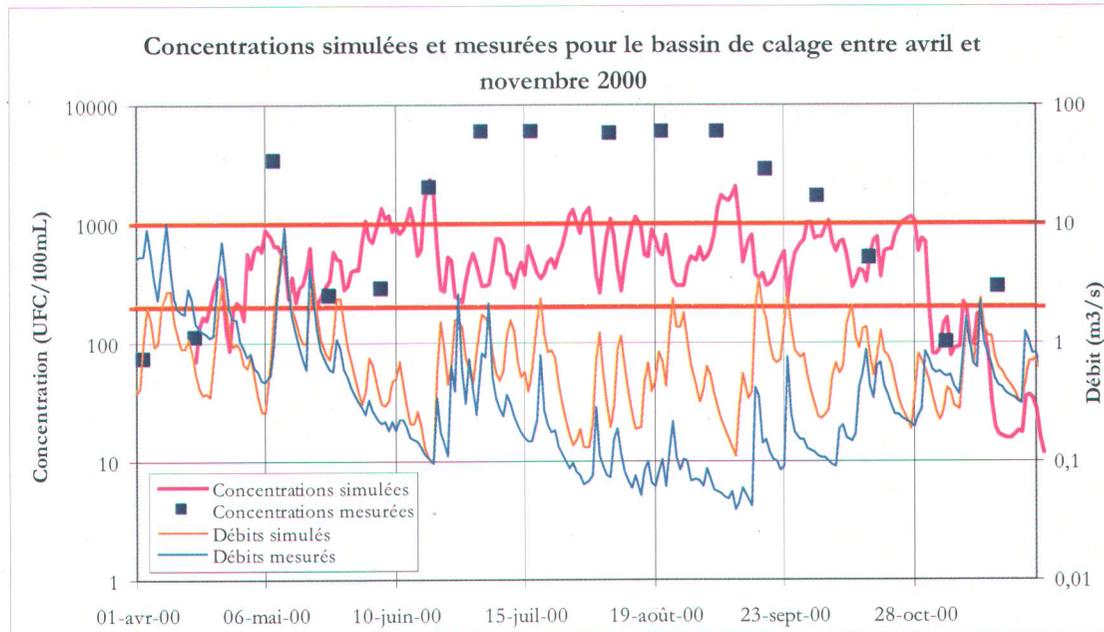


Figure 5.8. Résultats pour l'année de validation 2000.

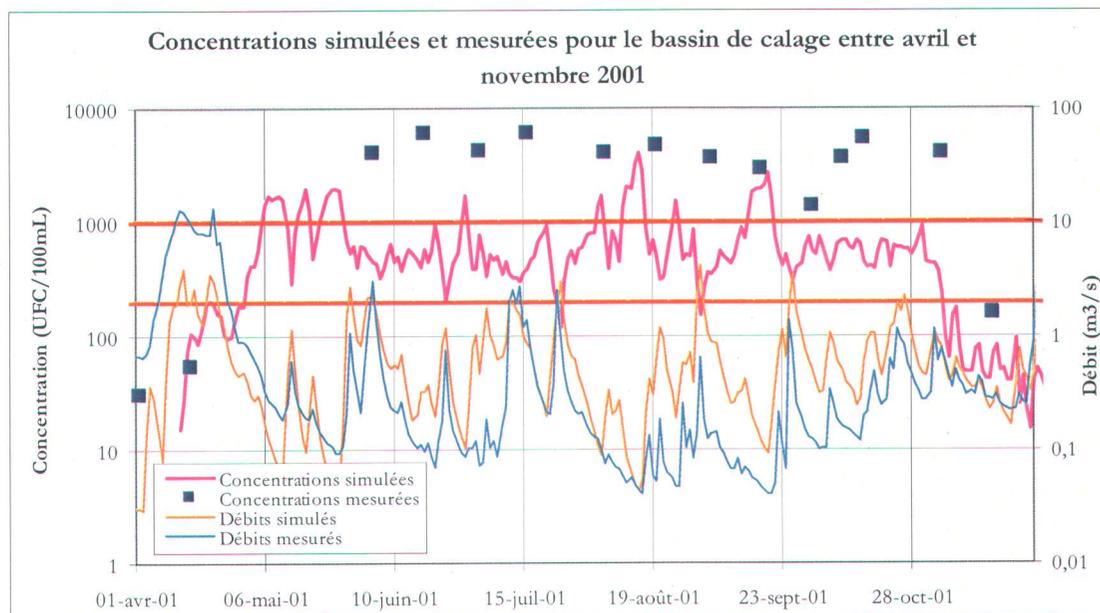


Figure 5.9. Résultats pour l'année de validation 2001.

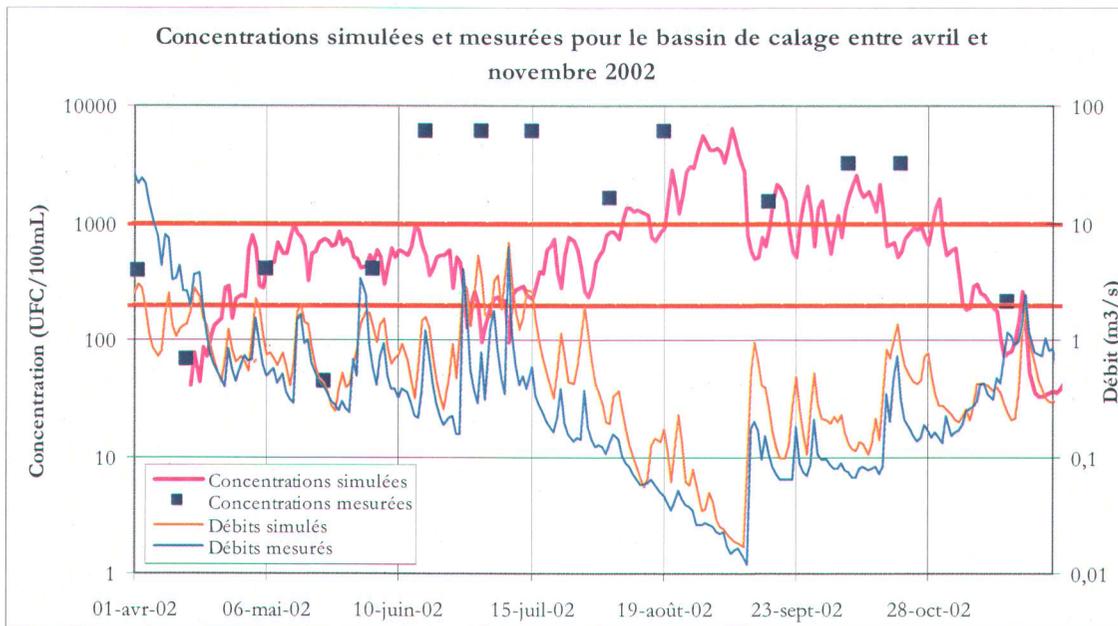


Figure 5.10. Résultats pour l'année de validation 2002.

Le tableau 5.4 témoigne de la performance du modèle sur l'ensemble de la période 2000-2003 ainsi que par saison. Pour établir la performance il faut déterminer, pour chaque jour possédant une concentration mesurée en coliformes fécaux, si la concentration simulée pour le même jour se situe dans la même classe de valeurs. La performance est donc le nombre de couples concentration mesurée - concentration simulée qui sont présents dans une même classe sur le nombre de couple total dans cette classe. Les trois classes établies utilisent les critères pour l'eau potable et pour les activités récréatives: de 0 à 200 UFC/100mL, de 200 à 1000 UFC/100mL et plus de 1000 UFC/100mL. Les dates de début et de fin des saisons sont déterminées d'après les activités agricoles. Il s'agit donc plus de saisons agricoles simulées que de saisons conventionnelles. La période d'hiver s'étend du 15 novembre au 14 avril inclusivement. Cette période débute quand l'influence de l'épandage d'automne n'est presque plus visible et elle se termine juste avant l'épandage du printemps. Le printemps suit alors du 15 avril au 14 juin, date à partir de laquelle, *grosso modo*, l'influence des épandages printaniers cesse pour laisser place à l'influence dominante du pâturage. La période d'été, du 15 juin au 31 août inclusivement, correspond à la période où il n'y a pas d'épandage mais où

le pâturage est intense. Puis, l'automne débute avec les épandages et dure du 1^{er} septembre au 14 novembre.

Tableau 5.4. Performance par classe de concentrations.

Période	Performance (%) par classe de concentrations		
	$0 < [\text{UFC}] \leq 200$	$200 < [\text{UFC}] \leq 1000$	$1000 > [\text{UFC}]$
Hiver	100	0	0
Printemps	30	78	0
Été	0	100	10
Automne	20	55	32
Total	62	61	17

Il apparaît que les concentrations entre 200 et 1000 UFC/100mL sont relativement bien reproduites pendant la période d'activité agricoles (printemps-été-automne). Les concentrations élevées (plus de 1000 UFC/100mL) sont très mal estimées.

Le graphique de la figure 5.11 permet de visualiser la distribution des concentrations simulées et mesurées. Les résultats analysés sont ceux de la période d'activités agricoles (printemps-été-automne tel que définis précédemment). Le segment vertical de la courbe des concentrations simulées à 6000 UFC/100 mL est dû à la limite de détection lors du décompte des coliformes fécaux.

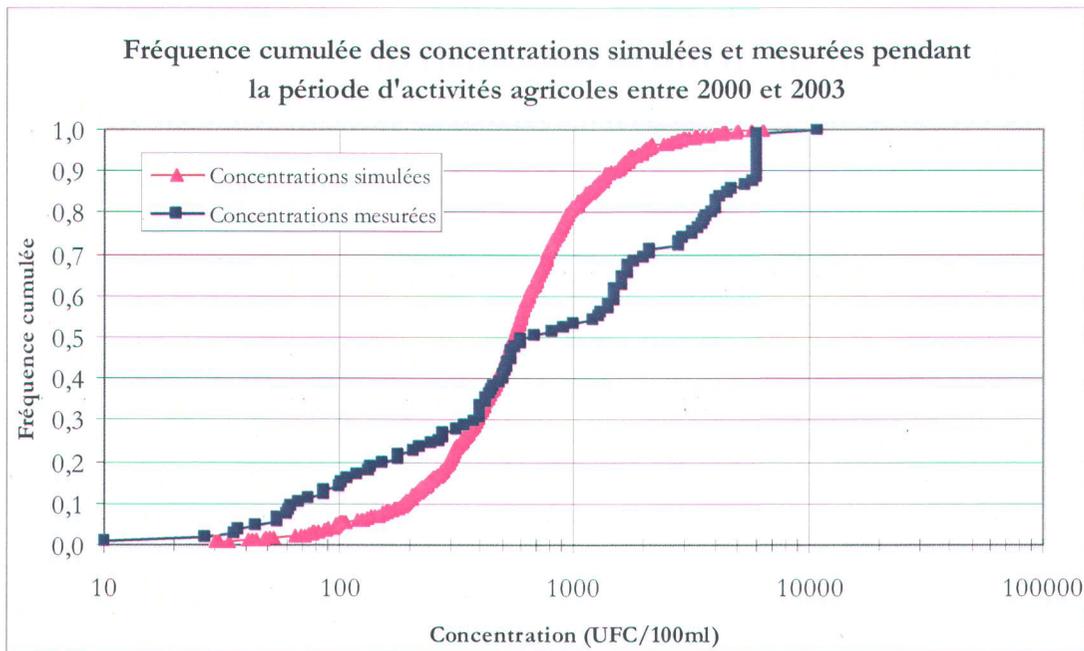


Figure 5.11. Fréquence cumulée des concentrations simulées et mesurées.

La fréquence cumulée représente en fait la probabilité de non dépassement pour une concentration en coliforme. Pour 25%, 50% et 75%, les différences entre concentrations simulée et mesurée sont de +63, -87 et -2349 UFC/100mL respectivement. Pour la période d'activités agricoles, il apparaît que l'occurrence des valeurs entre 300 et 600 UFC/100mL est bien simulée par le modèle. Les valeurs simulées sous cet intervalle sont trop élevées tandis que les valeurs simulées au-dessus de cet intervalle ne sont pas assez élevées. Cette observation concorde avec l'analyse entre les concentrations simulées et mesurées (figures 5.6, 5.8, 5.9 et 5.10).

Globalement, TransPath semble sous-évaluer les concentrations en coliformes fécaux pendant la période d'activités agricoles, principalement lors des événements de grandes concentrations. Malgré que certains pics mesurés ne soient pas reproduits par le modèle, la performance est relativement bonne autour des niveaux de coliformes à surveiller (200 UFC/100mL et 1000 UFC/100mL).

5.2 Analyse de sensibilité des paramètres et analyse d'erreurs sur les données d'entrée

5.2.1 Méthode

Pour analyser la sensibilité des différents paramètres de calage du modèle TransPath, les sensibilités absolue et relative ont été calculées. La sensibilité absolue permet de mesurer l'influence relative de chaque paramètre de calage sur les résultats en sortie du modèle. La sensibilité relative permet de normaliser la sensibilité pour la comparer entre différents paramètres et permet d'établir le comportement de la sensibilité pour une plage de valeurs plausibles pour un paramètre. Pour plus de détails sur les analyses de sensibilité le lecteur peut se référer à Saltelli *et al.* (2000).

La sensibilité absolue est définie comme suit par Berthiaume (2003) et Berthiaume *et al.* (2006) :

$$S_r = \frac{F - F_{ref}}{F_{ref}} \quad [5.1]$$

où F est la valeur de sortie obtenue pour une simulation avec une valeur minimum ou maximum d'un paramètre et F_{ref} est la valeur de sortie pour la simulation avec les valeurs obtenues lors du calage.

La valeur de sortie obtenue lors d'une simulation correspond à la moyenne ou la médiane de charges ou de concentrations en coliformes (UFC et UFC/100mL respectivement) sur une période donnée. Les périodes analysées sont l'ensemble des années servant au calage (2000, 2001, 2002 et 2003) ainsi que les saisons (hiver, printemps, été et automne tel que défini à la section 5.1.4) pour chaque année. La période analysée est donc du 15 avril 2000 au 31 décembre 2003 (les valeurs simulées lors du premier hiver ont été exclues de l'analyse puisqu'elles sont toutes nulles).

La revue de littérature présentée à la section 2.1 a permis de déterminer les valeurs ou les critères permettant de déterminer les valeurs minimales, maximales et de calage pour les différents paramètres de TransPath (voir tableau 5.3). Chaque valeur correspond à un scénario pour lequel une simulation sur 4 ans (1^{er} janvier 2000 au 31 décembre 2003) a été effectuée.

La sensibilité relative est définie comme suit (Robert *et al.*, 1992) :

$$S_r = \frac{\Delta F / F_{ref}}{\Delta x / x_{ref}} = \frac{(F - F_{5\%}) / F_{ref}}{(x - x_{5\%}) / x_{ref}} = \frac{(F - F_{5\%})x_{ref}}{(0,05x)F_{ref}} \quad [5.2]$$

où F est la valeur de sortie obtenue pour une simulation avec une valeur minimale ou maximale d'un paramètre et $F_{5\%}$ est la valeur de sortie pour une simulation avec la valeur du paramètre à laquelle 5% a été ajouté, x est la valeur minimale ou maximale donnée au paramètre, $x_{5\%}$ la valeur minimale ou maximale +5% du paramètre, x_{ref} et F_{ref} sont la valeur de référence (de calage) du paramètre et la valeur de sortie obtenue avec cette valeur, 0,05 est la différence relative entre la valeur du paramètre et sa valeur +5%.

S_r est donc calculé trois fois pour chaque paramètre : une fois à l'aide des résultats des simulations avec la valeur minimale et la valeur minimale +5%, une fois à l'aide des résultats des simulations avec la valeur de calage et la valeur de calage +5% et une fois à l'aide des résultats des simulations avec la valeur maximale et la valeur maximale +5%. Pour chaque valeur de S_r une valeur α est calculée qui correspond au rapport entre la valeur du paramètre (minimale, maximale ou de calage) et sa valeur de référence (la valeur de calage). Pour chaque paramètre, il est alors possible de tracer une courbe passant par trois points. Cette courbe indique le taux de changement relatif des résultats simulés par rapport au taux de changement relatif de la valeur d'un paramètre et permet d'illustrer comment la sensibilité du modèle évolue, dans ce cas-ci aux trois valeurs de paramètres étudiées.

5.2.2 Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres de TransPath

5.2.2.1 Sensibilité absolue

La figure 5.12 présente la sensibilité absolue des paramètres de calage de TransPath sur les concentrations pour la période de quatre ans (excluant le premier hiver).

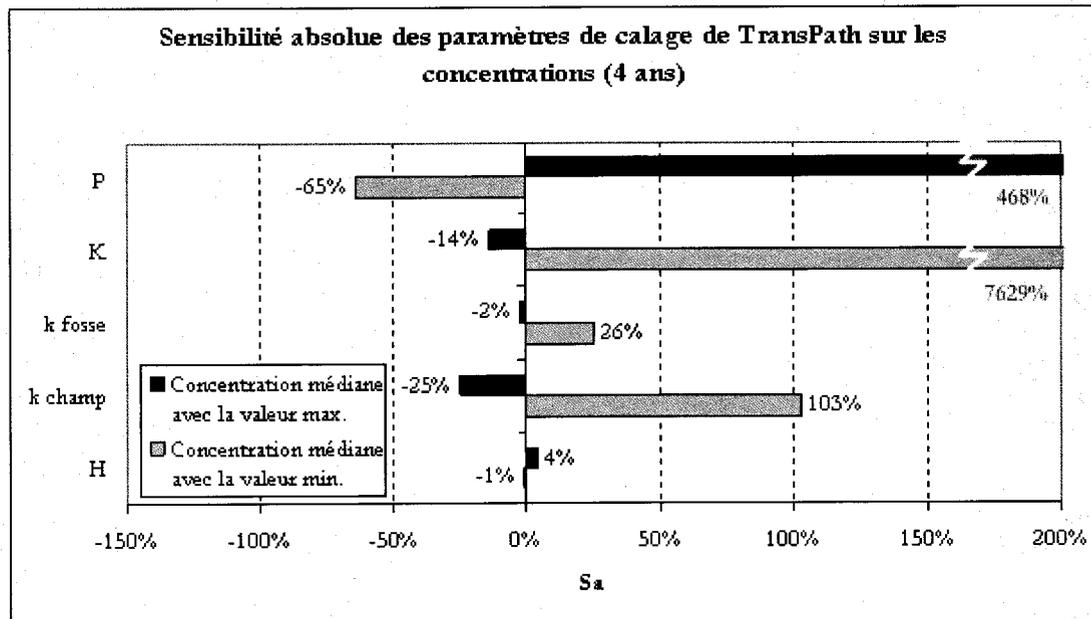


Figure 5.12. Sensibilités absolues des concentrations

Deux scénarios ont un effet dramatique sur la concentration médiane en coliformes pour la période de quatre ans : *P max* et *K min*. Le scénario où le coefficient de partitionnement (*K*) prend la valeur minimale de 0,25 mL/g augmente de 7692% la concentration médiane en coliformes. La valeur minimale de *K* implique une plus grande quantité de coliformes disponibles sous forme libre (1400 fois plus). Le transport des coliformes libres se fait plus facilement que le transport particulaire qui est important lors des événements de précipitation qui entraînent le transport de sédiments. Il est donc normal que la concentration médiane soit très affectée pour la valeur minimale de *K*.

Le scénario où la proportion d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau (*P*) prend la valeur maximale de 100% résulte en une augmentation de 468% de la concentration médiane sur quatre ans. Ceci montre l'importance de l'excrétion directe des coliformes et son effet sur

les concentrations en rivières dans le modèle corroborant ainsi les observations rapportées dans la littérature.

Le tableau 5.5 présente la sensibilité absolue des paramètres sur les concentrations médianes pour chaque saison. La sensibilité absolue des cinq paramètres pour les valeurs maximale et minimale est globalement du même ordre de grandeur pour le printemps, l'été et l'automne sauf pour le coefficient de mortalité à la fosse l'été. Ce sont par ailleurs les mêmes ordres de grandeur que pour l'ensemble de la période 2000-2003.

L'hiver se distingue par une plus grande sensibilité absolue du coefficient de partitionnement ainsi que du coefficient de mortalité à la fosse et au champ. La sensibilité de ces paramètres est près de cinq (5) fois plus élevée sauf pour la valeur maximale du coefficient de mortalité au champ qui est plus de 50 fois supérieure. Étant donné qu'il n'y a pas d'excrétion (pâturage ou épandage ou excrétion directe) en hiver, les coliformes qui sont transportés sont ceux qui restaient au champ (ceux qui n'étaient pas morts et qui n'avaient pas été emportés par l'eau ou par les sédiments). Par contre, la période d'hiver semble relativement insensible à la proportion d'animaux ayant accès directement au cours d'eau. Ce résultat est normal puisqu'il n'y a pas d'animaux en pâturage pendant l'hiver et donc aucune excrétion directe au cours d'eau.

Tableau 5.5. Sensibilités absolues saisonnières des concentrations simulées.

Paramètre	Saison	Sensibilité absolue	
		Valeur max	Valeur min
H	Hiver	1%	0%
	Printemps	4%	-1%
	Été	2%	0%
	Automne	1%	0%
k champ	Hiver	-100%	2578%
	Printemps	-25%	45%
	Été	-9%	28%
	Automne	-16%	30%
k fosse	Hiver	-18%	203%
	Printemps	-3%	55%
	Été	0%	5%
	Automne	-5%	37%
K	Hiver	-81%	20621%
	Printemps	-10%	8504%
	Été	-7%	4722%
	Automne	-15%	8883%
P	Hiver	-1%	-1%
	Printemps	507%	-62%
	Été	723%	-76%
	Automne	652%	-68%

Les sensibilités absolues sur les charges en coliformes présentées à la figure 5.13 sont très similaires à celles sur les concentrations. Les mêmes observations peuvent être faites.

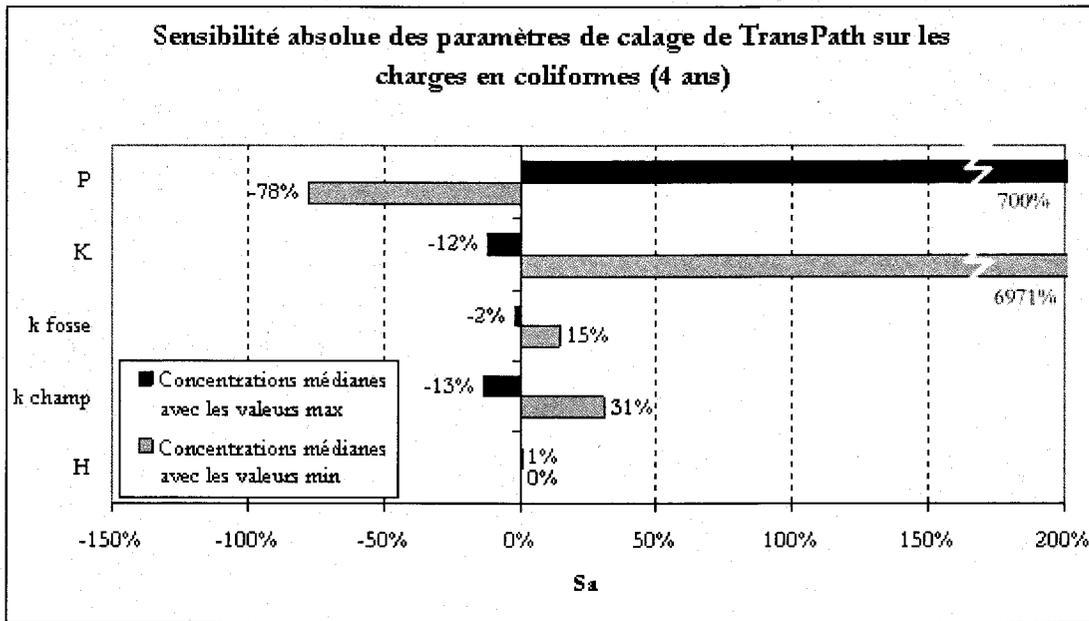


Figure 5.13. Sensibilités absolues des charges de coliformes.

5.2.2.2 Sensibilité relative

La figure 5.14 présente les sensibilités relatives des concentrations médianes par rapport aux paramètres de calage de TransPath sur la période du 15 avril 2000 au 31 décembre 2003. Les sensibilités relatives des charges ne sont pas présentées car elles sont pratiquement similaires à celle des concentrations.

La sensibilité relative du coefficient de partitionnement est extrêmement importante proche de sa valeur minimale par rapport à celle des autres paramètres. Pour de petites valeurs de K , un très léger changement modifie substantiellement les concentrations en sortie. Cette importance du coefficient de partitionnement concorde avec l'importance primordiale qu'aurait le processus de partitionnement dans le devenir et le transport des agents pathogènes.

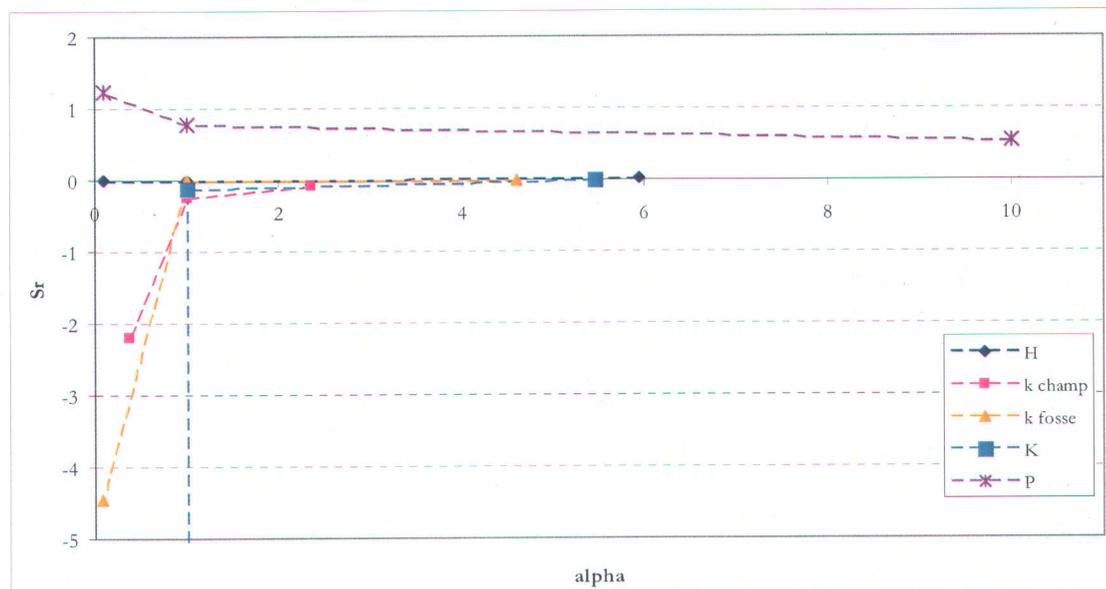
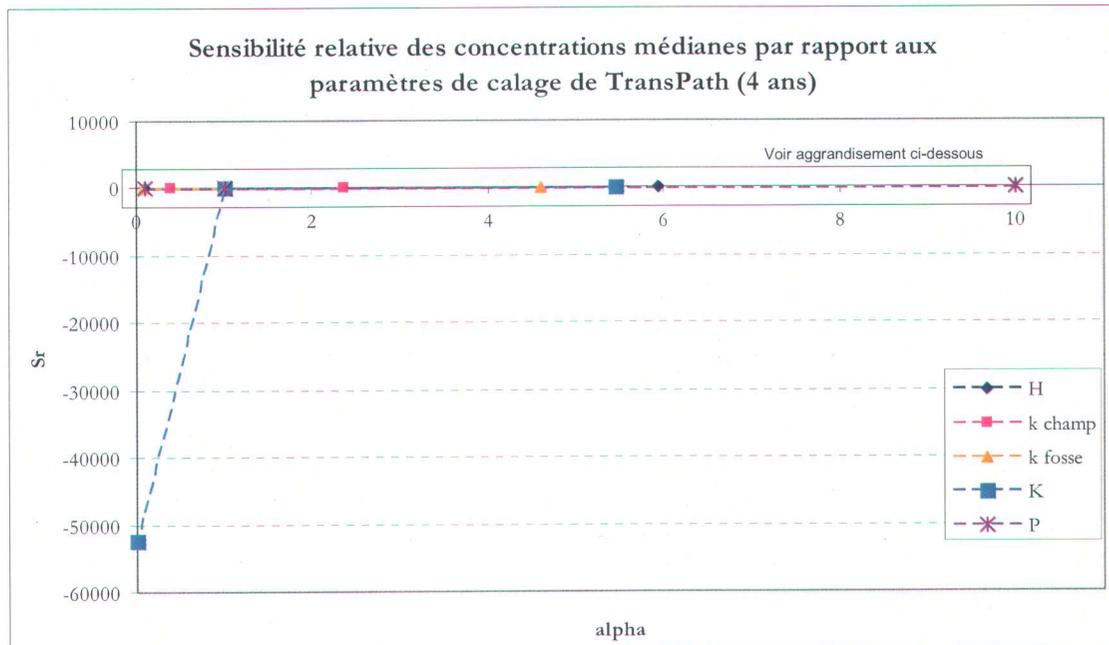


Figure 5.14. Sensibilités relatives des concentrations médianes simulées.

Dans une moindre mesure, les valeurs minimales de l'accès direct au cours d'eau (P) et des coefficients de mortalité à la fosse (k_{fosse}) et au champ (k_{champ}) ont une sensibilité relative importante. Elle est négative dans le cas du coefficient de mortalité à la fosse et au champ. La sensibilité relative de l'index de ruissellement hypodermique (H) est pratiquement nulle. La sensibilité relative liée à l'accès direct au cours d'eau (P) est toujours positive et importante.

Une augmentation de ce paramètre se traduit donc toujours par une augmentation des concentrations. Proche de la valeur minimale la sensibilité est supérieure à 1 et près de la valeur maximale elle reste légèrement supérieure à 0,5.

Les sensibilités relatives durant les périodes du printemps, de l'été et de l'automne sont très similaires. Les sensibilités relatives des concentrations simulées pendant les hivers sont toutefois différentes (figure 5.15).

En hiver, les valeurs minimales des coefficients de mortalité à la fosse et au champ ont toujours des sensibilités relatives négatives mais elles sont beaucoup plus accentuées. En augmentant leurs valeurs à partir de leurs valeurs minimales les concentrations médianes augmentent beaucoup. L'index de ruissellement libre est peu sensible tel qu'il se doit. La proportion d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau n'est pas sensible puisque l'hiver les animaux ne sont pas au champ.

Le coefficient de partitionnement est extrêmement sensible pour sa valeur minimale comme pour les autres saisons ou sur les quatre années mais la valeur de sa sensibilité relative est positive. En augmentant la valeur de K à partir de sa valeur minimale, les concentrations médianes augmentent beaucoup. À l'opposé, la sensibilité relative calculée sur les concentrations moyennes (plutôt que médianes) est négative et très grande. Donc, en augmentant la valeur de K à partir de sa valeur minimale, la concentration moyenne diminue mais la concentration médiane augmente. L'effet d'un changement de la valeur de K n'est donc pas symétrique. Augmenter K revient à augmenter la quantité de coliformes sous formes particulières qui sont transportés surtout lors des précipitations importantes. Lorsque les précipitations sont très faibles ou nulles, ce sont les coliformes libres du transport de surface et du transport hypodermique qui contribuent à l'apport au cours d'eau. Il est donc normal que l'effet soit asymétrique.

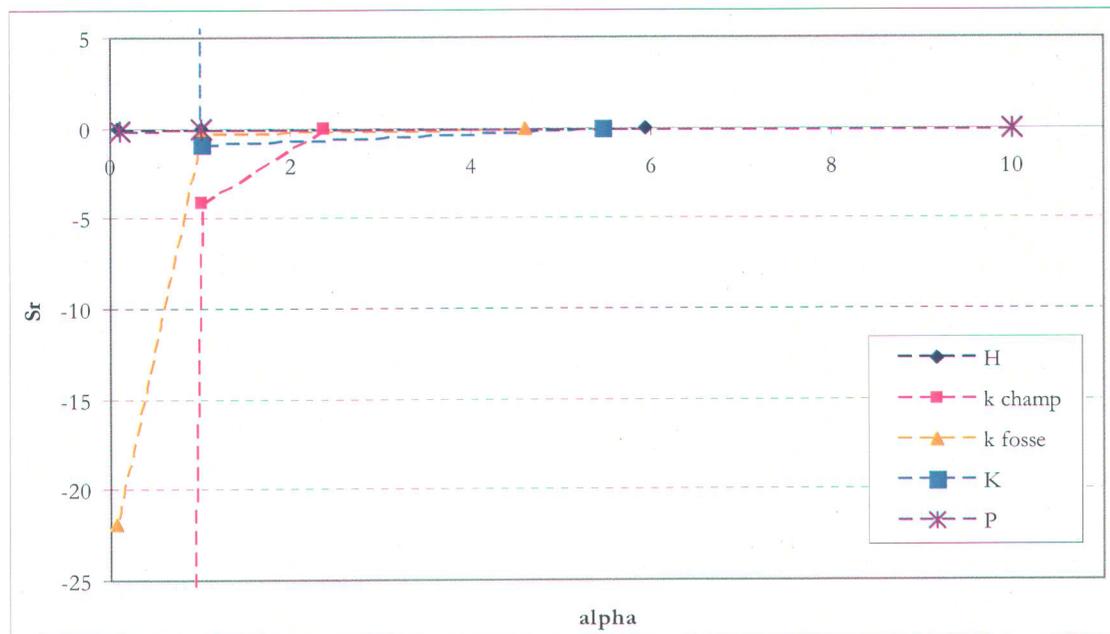
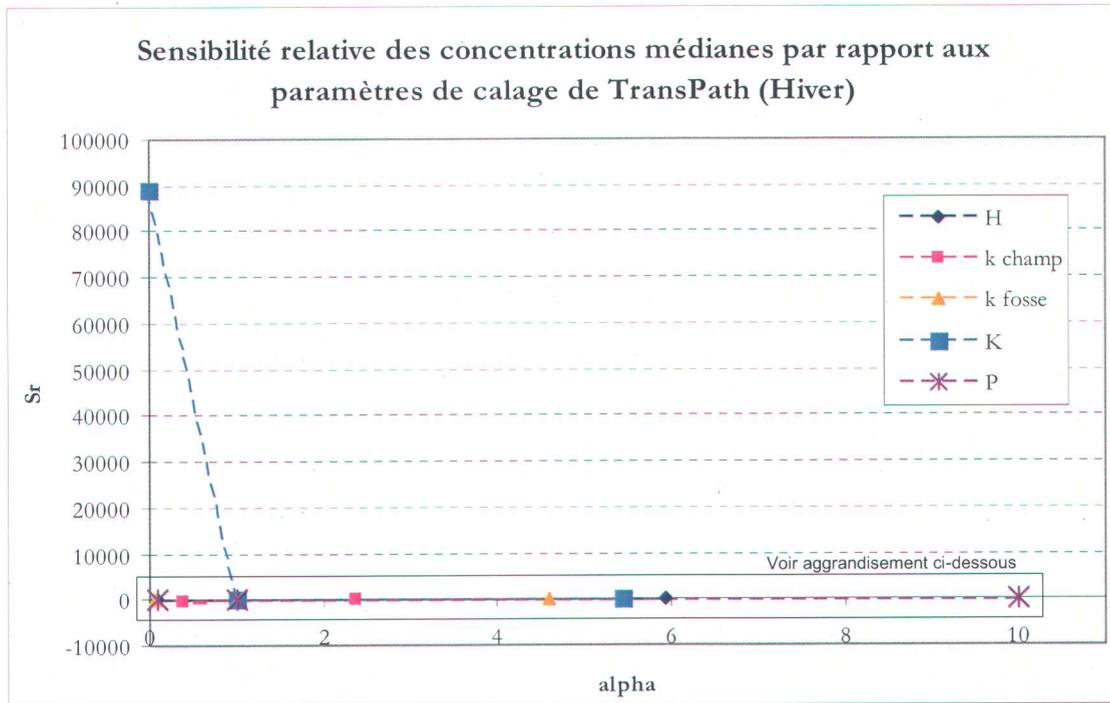


Figure 5.15. Sensibilités relatives des concentrations médianes simulées en hiver.

5.2.3 Analyse des erreurs sur les données d'entrée de TransPath et Qual2E-GIBSI

L'analyse des erreurs sur les données d'entrée provenant des autres modèles ressemble à une étude de sensibilité absolue. Lors de l'étude de sensibilité (voir section 5.1.6) ces données sont jugées comme étant des données fiables ou, tout au moins, comme ne pouvant pas être modifiées puisqu'elles sont produites et/ou utilisées par d'autres modèles déjà établis dans GIBSI.

Les données d'entrée considérées sont les suivantes :

- *CTeau* : la teneur en eau de la première couche de sol;
- *Sediments* : la quantité de sédiments érodés;
- *FTD* : le facteur de transport dissous calculé par POPES et qui dépend de *CTeau*, de la hauteur d'eau correspondant au point de flétrissement et de la hauteur d'eau équivalente à la porosité;
- *QHypo* : le débit hypodermique;
- *ApportColif* : l'apport en coliformes par Unité Animale;
- *RatioEpan* : la quantité de fumier/lisier épandu;
- *ColifDec* : le taux de mortalité en rivière utilisé par Qual2E-GIBSI.

Ces données, par leur nature, n'ont pas de valeur minimale (ou celle-ci est nulle), maximale et de référence. Leurs valeurs sont calculées à chaque jour de simulation et pour chaque USS (ou pour chaque occupation du sol). Pour étudier leur impact sur les résultats en sortie du modèle il faut leur attribuer des valeurs arbitraires différentes. Puisque les concentrations simulées par TransPath sont généralement inférieures aux concentrations mesurées, l'analyse d'erreur sur les données d'entrée s'est concentrée sur des variations positives de celles-ci (+5%, +10%, +25%, +50%, +100%).

L'effet des différentes variations de chaque donnée d'entrée sur la moyenne et la médiane des concentrations et charges en coliformes est pratiquement linéaire. L'effet d'une variation de +100% des variables d'entrée est présenté à la figure 5.16 et permet d'apprécier l'influence relative de chaque variable pour la période de quatre ans.

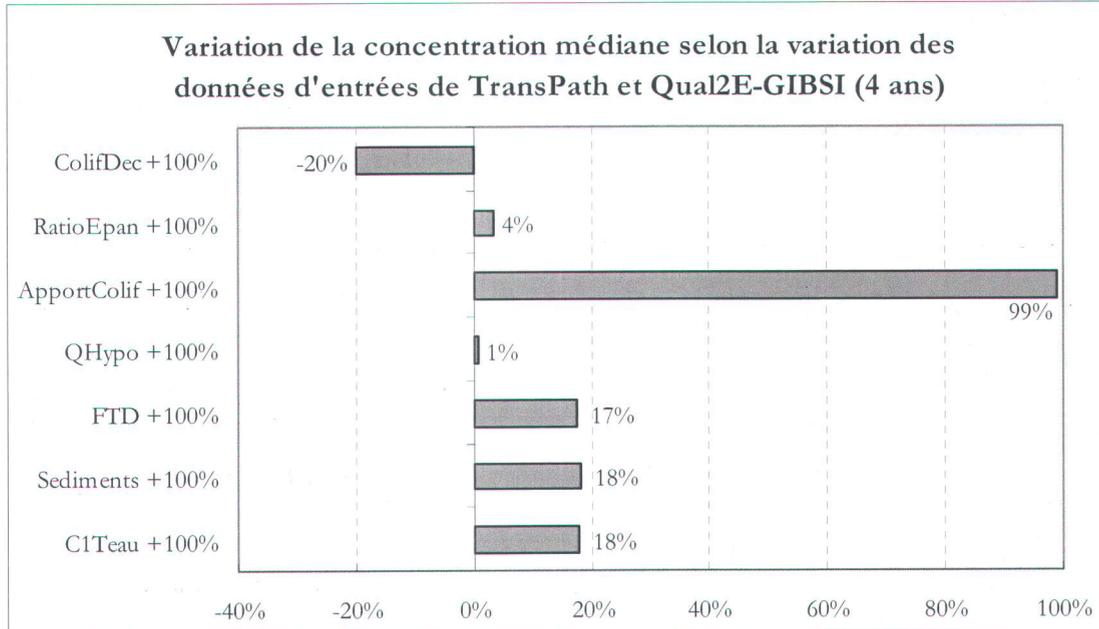


Figure 5.16. Variation de la concentration médiane selon la variation des données d'entrée de TransPath et QUAL2E-GIBSI

ApportColif est la donnée qui a le plus d'influence, de manière presque totalement proportionnelle. Augmenter *ApportColif* revient à augmenter la prévalence du cheptel ou encore à augmenter le cheptel ou le volume de déjections excrété par animal. La quantité de coliformes entrant sur les USS augmente donc proportionnellement le nombre de coliformes sortant.

Le facteur de transport dissous (*FTD*), la quantité de sédiments érodés (*Sédiments*) et la teneur en eau (*C1Teau*) de la première couche de sol ont une influence semblable d'un peu moins de 20%, positive. L'augmentation de la teneur en eau de la première couche de sol augmente la fraction de coliformes libres. La diminution du coefficient de partitionnement lors de l'analyse de sensibilité absolue allait dans le même sens. L'augmentation du facteur de transport dissous augmente le nombre de coliformes libres transportés par la lame d'eau ruisselée. L'augmentation de la quantité de sédiments érodés augmente la quantité de coliformes transportés sous forme particulière associés à ces sédiments.

En ce qui concerne les sédiments, il faut spécifier que le calage du modèle d'érosion de GIBSI a été fait sur un bassin versant beaucoup plus grand que la portion du Bras-d'Henri utilisé pour le calage de TransPath. Ainsi, par rapport à ce bassin versant, la performance du modèle d'érosion est inférieure à celle sur le Bras d'Henri. Les graphiques des figures 5.17 et 5.16 présentent les sédiments simulés pour une même période de temps sur le bassin de la Beurivage et sur le bassin du Bras d'Henri respectivement. Il apparaît que les apports simulés en sédiments sont nettement insuffisants. Le transport particulaire en coliformes devrait donc être beaucoup plus important. Certains pics de concentrations simulées par TransPath sont possiblement trop faibles pour cette raison.

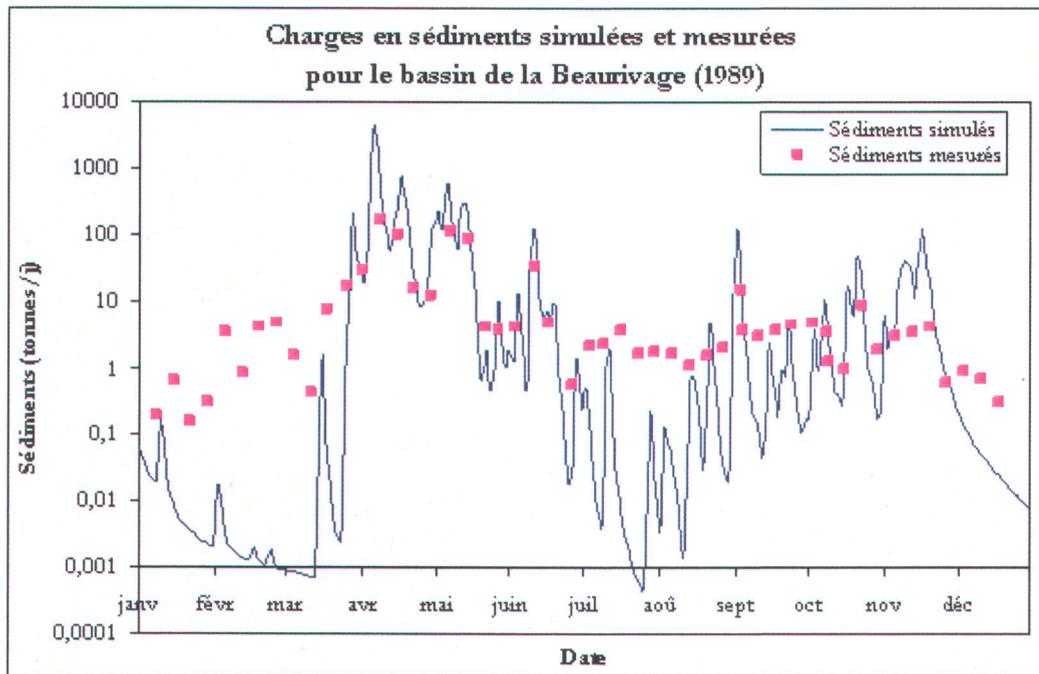


Figure 5.17. Performance du modèle d'érosion sur la Beurivage.

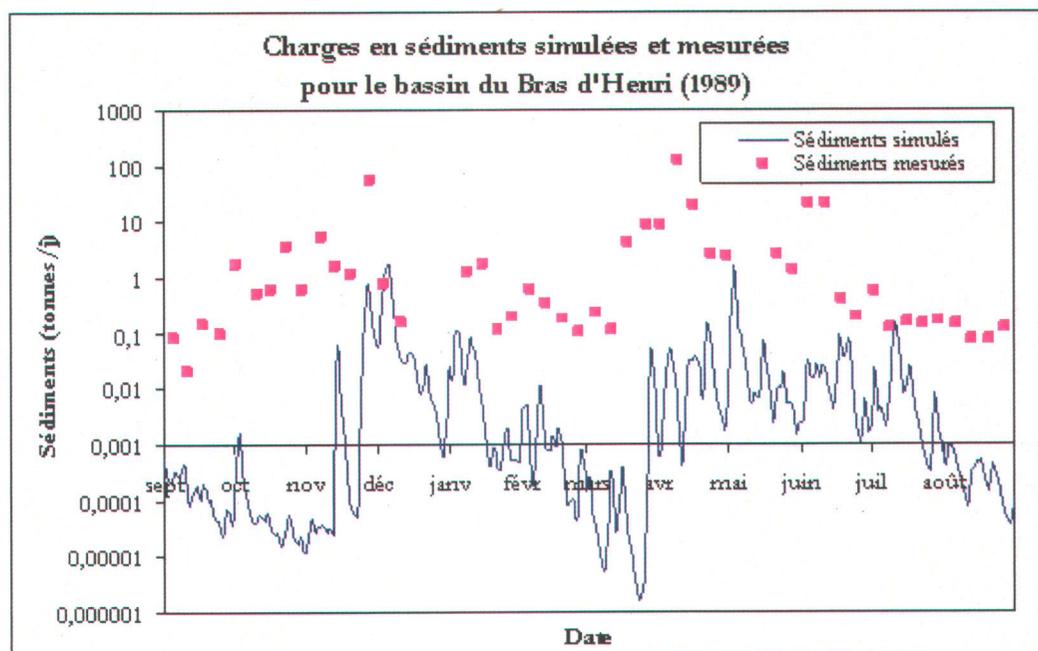


Figure 5.18. Performance du modèle d'érosion sur le Bras d'Henri.

Dans l'analyse d'erreurs sur les données d'entrée de TransPath, une augmentation de 100% du ratio d'épandage (*RatioEpan*) équivaut à doubler les quantités de fumier/lisier épandues aux dates d'épandage. Sur les quatre ans, l'effet sur la concentration médiane n'est que de +4%. L'augmentation de l'écoulement hypodermique (*QHypo*) augmente de 1% la concentration médiane, ce qui est normal puisque le transport hypodermique est calé de manière à représenter 1% du transport total en coliformes. L'augmentation de 100% du taux de mortalité (*ColifDec*) dans le modèle de qualité de l'eau en rivière diminue la concentration médiane de coliformes de 20%.

Le tableau 5.6 permet de distinguer les effets saisonniers. Les variations des concentrations médianes pour le printemps ressemblent beaucoup à celles sur 4 ans tandis que les variations pour l'hiver diffèrent le plus de celles sur 4 ans. L'hiver est la saison la plus sensible à la teneur en eau de la première couche de sol, au facteur de transport dissous, à l'apport en coliformes et aux quantités épandues. Ceci est dû aux faibles quantités de coliformes transportés et aux faibles débits impliqués pendant cette saison. De très faibles variations ont donc un très grand impact sur cette saison.

La variation saisonnière des sédiments par rapport à la période de quatre ans permet de bien identifier son importance au printemps ainsi que l'influence du printemps sur la variation de la concentration médiane de la période de quatre ans. Par ailleurs, l'effet du coefficient de mortalité en rivière est augmenté en été à cause des températures plus élevées lors de cette saison qui accentuent la mortalité bactérienne.

Tableau 5.6. Variations saisonnières de la concentration médiane pour une variation de +100% des données d'entrées.

Donnée d'entrée	Variation de la concentration médiane				
	4 ans	Hiver	Printemps	Été	Automne
C1Teau +100%	18%	94%	16%	6%	11%
Sédiments +100%	18%	3%	18%	9%	7%
FTD +100%	17%	94%	16%	6%	11%
QHypo +100%	1%	0%	1%	0%	0%
ApportColif +100%	99%	100%	98%	97%	95%
RatioEpan +100%	4%	18%	5%	1%	2%
ColifDec +100%	-20%	-21%	-20%	-29%	-23%

Les mêmes tendances sont observables pour les variations des charges médianes, excepté pour les sédiments pour lesquels les variations sont nettement inférieures. L'analyse des moyennes obtenues pour cette donnée révèle que la distribution des apports et des concentrations est fortement asymétrique. En effet, les sédiments érodés dépendent fortement des précipitations dont la distribution n'est pas symétrique.

5.3 Exemple d'application dans un contexte de gestion

L'intégration du modèle TransPath à GIBSI permet d'étudier différents scénarios visant l'amélioration de la qualité bactériologique de l'eau pour une section de rivière donnée. Des intervenants en environnement (MDDEP, Municipalité, comité de bassin, *etc.*) pourraient ainsi déterminer le scénario qui permet de récupérer les usages d'un cours d'eau (canotage, pêche, baignade, *etc.*).

5.3.1 Méthode

L'exemple d'application présenté se situe sur le Bras d'Henri à l'embouchure du petit Bras d'Henri. La figure 5.19 provient de l'interface de GIBSI au moment de définir les attributs agricoles d'un scénario. Les USS sélectionnées dans la partie gauche de la figure représentent l'ensemble du bassin-versant étudié dans le cadre de l'exemple. Les USS sélectionnées de la partie de droite couvrent l'ensemble du bassin du petit Bras d'Henri qui est composé du sous-bassin ayant servi à caler TransPath et de 3 USS en aval.

Le paramètre modifié est la proportion d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau. Quatre scénarios sont définis. Dans le scénario permanent, la proportion d'accès au cours d'eau est 10% soit celle par défaut de TransPath. Dans le deuxième scénario, l'accès au cours d'eau est réduit à 5% sur les USS du petit Bras d'Henri uniquement. Dans le troisième scénario, l'accès au cours d'eau est diminué à 5% sur l'ensemble du sous-bassin et un dernier scénario considère que l'accès au cours d'eau est totalement éliminé (0%). Chaque scénario a été simulé sur l'année 2003.

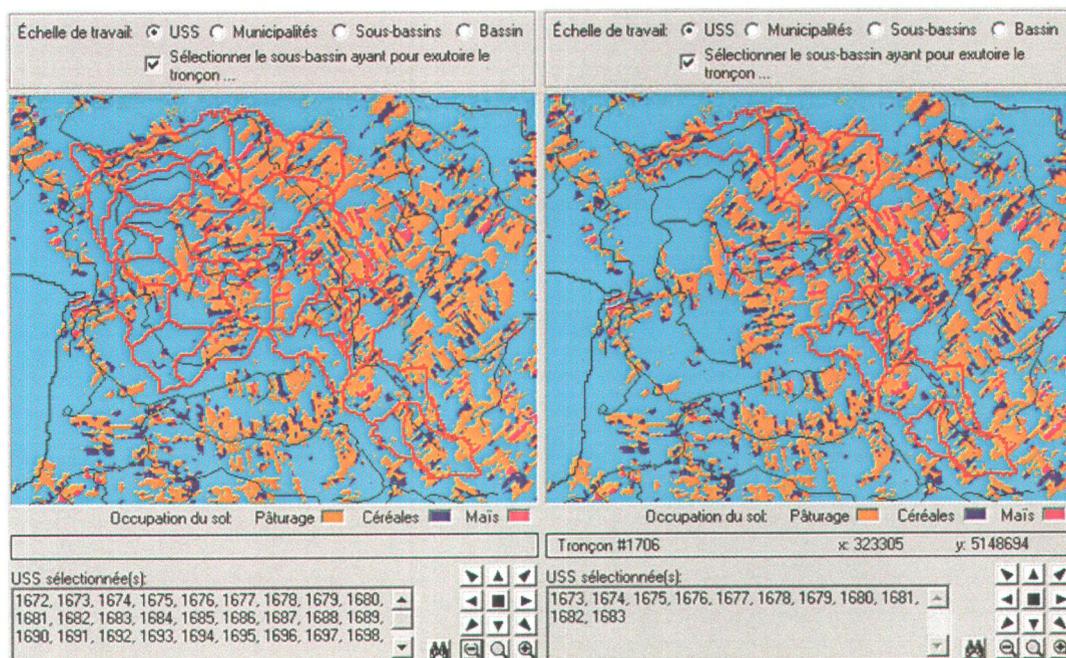


Figure 5.19. USS et tronçons impliqués dans l'exemple d'application (le Bras d'Henri).

5.3.2 Résultats et discussion

Les courbes de probabilité de non-dépassement ont été construites à partir des concentrations simulées pour la période printemps-été-automne (15 avril au 14 novembre) de chaque scénario (figure 5.20). Le déplacement de la courbe vers la gauche permet d'apprécier la diminution des concentrations pour chaque scénario par rapport au scénario permanent.

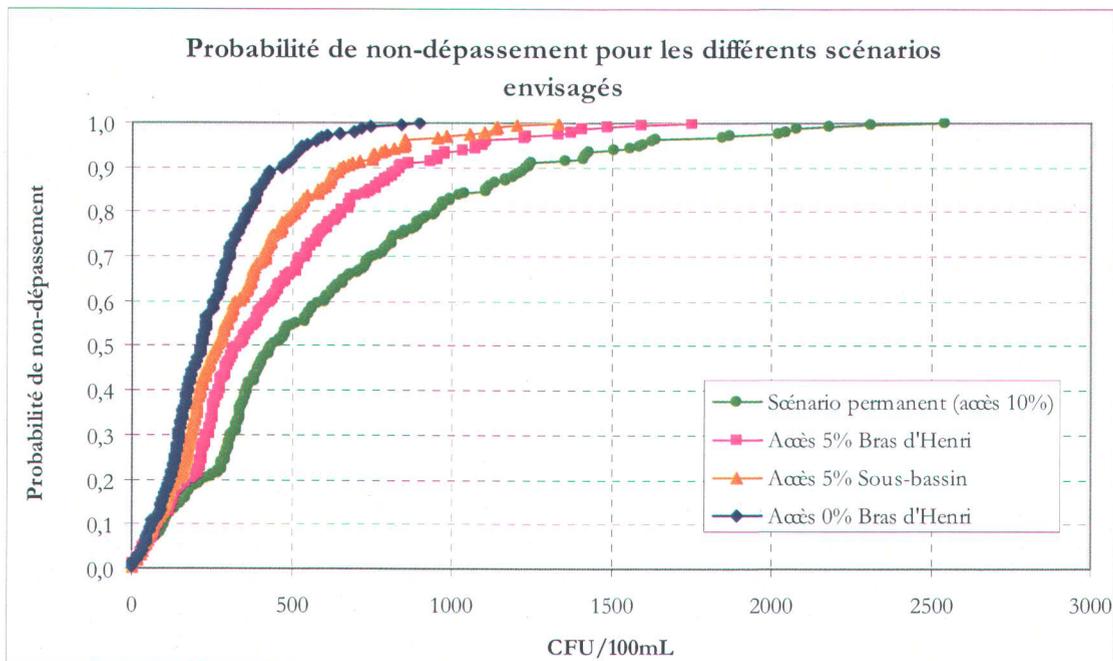


Figure 5.20. Courbes de probabilité de non-dépassement des concentrations en coliformes pour les scénarios étudiés.

Le tableau 5.7 présente les probabilités de non-dépassement pour les critères bactériologiques de contact primaire et secondaire avec l'eau (200 UFC/100mL et 1000 UFC/100mL). Aucun scénario ne permet de récupérer complètement l'usage de la baignade car la probabilité de non-dépassement du contact primaire du meilleur scénario est 0,465. Le scénario 2 (5% petit Bras d'Henri) ne permet pas d'augmenter beaucoup la probabilité de non-dépassement du premier critère car environ 2% de la période est récupéré pour l'usage (contact primaire). Cependant, ce scénario permet de récupérer 10% de la période pour l'usage secondaire. Le troisième scénario permet une bonne récupération de la période étudiée pour les deux critères. Enfin, c'est le scénario où l'accès au pâturage est

complètement éliminé pour les animaux du petit Bras d'Henri qui permet de mieux améliorer la qualité de l'eau pour le segment de rivière étudié. L'amélioration de la probabilité de non-dépassement du premier critère est très bonne puisque l'usage est possible environ 1 jour sur 2 plutôt que 1 jour sur 5 avec le scénario permanent. La probabilité de non-dépassement du contact secondaire de ce scénario est 1 (à 1, la concentration est 901 UFC/100mL) et permettrait donc la pêche et le canot sur toute la période considérée.

Tableau 5.7. Probabilité de non-dépassement (exprimée en %) pour les critères de contact primaire et secondaire.

Scénario	Probabilité de non-dépassement	
	200 UFC/100ml	1000 UFC/100ml
Permanent (10%)	18,8%	83,3%
Accès 5% petit Bras d'Henri	21,1%	93,6%
Accès 5% Sous-bassin	34,8%	97,3%
Accès 0% petit Bras d'Henri	46,5%	100,0%

5.4 Résumé

Le calage du modèle s'est fait sur l'année 2003 puis validé sur les années 2000, 2001 et 2002 sur un sous-bassin fortement agricole de 45 km² du Bras d'Henri représenté par huit (8) USS dans le système GIBSI. Les différences entre les débits simulés et observés ainsi que la différence entre les dates d'épandage et les quantités épandues simulées et observées soulignent la difficulté de comparer les concentrations simulées et mesurées. TransPath-Qual2E reproduit assez bien les concentrations de base en coliformes mais n'arrive pas à reproduire les pics de concentration. La performance du modèle est en effet relativement bonne pour les classes de 0 à 200 UFC/100 mL et de 200 à 1000 UFC/100 mL : respectivement 62% et 61% des concentrations mesurées sont dans la même classe que celles simulées pour la même journée. La comparaison des courbes de fréquence cumulée indique que la distribution des concentrations simulées et mesurées est différente. Les concentrations simulées les plus faibles ne sont pas assez faibles tandis que les concentrations simulées les plus élevées ne sont pas assez élevées. Il faut toutefois se rappeler qu'il est difficile de comparer une mesure de concentration en coliformes (prise à un instant précis dans des

conditions précises) à une concentration simulée (représentative de l'ensemble du pas de temps, une journée dans le cas de TransPath). De plus, les mesures de concentration peuvent comporter de grandes incertitudes.

L'analyse de sensibilité a permis de quantifier l'impact des paramètres de TransPath sur les concentrations et les charges simulées et d'identifier les paramètres qui ont le plus d'influence. Ces paramètres sont ceux qui correspondent aux processus les plus importants rapportés dans la littérature : le partitionnement et l'accès direct au pâturage dans un premier temps ainsi que la mortalité dans une moindre mesure. L'influence du ruissellement hypodermique est très faible tel que prévu lors du calage.

La sensibilité relative indique que le coefficient de partitionnement est très sensible lorsque près de sa valeur minimale. Le scénario *K_{min}* augmente de 7692% la concentration médiane en coliformes. Ce résultat concorde avec l'importance du partitionnement pour le devenir des agents pathogènes. La valeur maximale d'accès direct au cours d'eau a aussi un très gros impact sur la concentration médiane sur quatre ans (+468%).

L'analyse des erreurs sur les données d'entrée des autres modèles en amont de TransPath a permis de déterminer l'impact sur les concentrations et les charges simulées. La variation de +100% de l'apport en coliformes résulte en une augmentation de près de 100% de la concentration et de la charge médiane. Les mêmes variations du facteur de transport dissous, de la quantité de sédiments transportés et de la teneur en eau de la première couche d'eau entraînent des variations de près de +20% des concentrations médianes. Cette variation est de -20% en multipliant par deux le taux de mortalité bactérienne. L'effet de la variation de +100% des quantités de fumier/lisier épandus et du transport hypodermique est beaucoup plus faible (+4% et +1%).

Un exemple d'application sur le Bras d'Henri a permis de quantifier l'impact de différents scénarios d'interventions visant à améliorer la qualité bactériologique d'un segment de cours d'eau en réduisant l'accès direct au cours d'eau des animaux en pâturage. Le meilleur scénario établi est celui où l'accès direct est réduit de 10% à 0% sur la partie du bassin versant où l'activité agricole est particulièrement intense. La probabilité de non-dépassement du critère

200 UFC/100 mL passe alors de 18,8% à 46,5% et celle du critère 1000 UFC/100 mL passe de 83,3% à 100%.

6 Résumé et conclusions

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 opérationnel dans le contexte de la gestion de l'eau par bassin versant. Dans les paragraphes suivants, nous répondons aux différents objectifs spécifiques de ce mémoire.

(1) Évaluer l'importance des différents processus affectant l'excrétion et le devenir des agents pathogènes en milieu agricole.

Il existe une quantité limitée de données et d'équations dans la littérature qui permettent de modéliser adéquatement la multitude de phénomènes influençant la survie et le transport des agents pathogènes. Les processus les plus importants pour la modélisation sont la mortalité bactérienne, le partitionnement et le transport terrestre des différentes formes d'agents pathogènes (particulaires vs libres).

(2) Évaluer la disponibilité et la pertinence des équations qui leur sont associées.

Presque tous les modèles examinés (ARM II, MWASTE, COLI, HSPF, ANSWERS, SWAT, ainsi que le modèle de Tian *et al.* (2002)) modélisent la mortalité bactérienne comme une fonction exponentielle décroissante (loi de Chick). Pour déterminer le coefficient de mortalité lié à cette équation, ces modèles utilisent des valeurs expérimentales généralement combinées avec un ou plusieurs facteurs d'atténuation liés à la température, aux radiations solaires, au pH, à la méthode d'application et au taux d'humidité. Pour le processus de partitionnement, plusieurs modèles utilisent un coefficient de partitionnement qui est associé à une isotherme d'adsorption linéaire. Les valeurs expérimentales de coefficient de partitionnement utilisées sont cependant très variables. Pour le transport des bactéries, les modèles existant utilisent la relation de partitionnement en tant que tel, la MUSLE, des relations particulières de lessivage, de transmission ou de diffusion des bactéries. Le lecteur pourra prendre connaissance des travaux de S. Dorner (Dorner *et al.*, 2006) qui n'étaient pas publiés au moment de concevoir et de construire le modèle TransPath.

(3) Évaluer les possibilités d'intégration de ces équations à GIBSI.

Tous les processus cités plus haut pouvaient être intégrés au système GIBSI et les données nécessaires étaient disponibles.

(4) Programmer le modèle de transport des agents pathogènes.

Dans le programme TransPath programmé et intégré à GIBSI, l'excrétion est modélisée en utilisant des valeurs moyennes de coliformes produits par unité animale et la quantité d'unité animale présente sur chaque unité spatiale de simulation. Pour chaque USS, TransPath gère deux réservoirs *fosse*, deux réservoirs *pâturage*, six réservoirs *champ* et deux réservoirs *direct*. Le programme transfère tous les coliformes produits pour une journée sur une USS dans les réservoirs appropriés selon qu'il y a pâturage et/ou épandage-fertilisation. Les dates de pâturage et d'épandage/fertilisation ainsi que les quantités épandues sont déterminées par les modèles DATES et FERT de GIBSI. Une partie des coliformes qui sont transmis au pâturage est acheminée directement vers le cours d'eau de manière à représenter l'excrétion directe des animaux au pâturage. Une proportion d'animaux en pâturage ayant un accès direct au cours d'eau est spécifiée par l'utilisateur dans la fenêtre de gestion des attributs agricoles de GIBSI.

L'équation de mortalité utilisée est adaptée de celle de Moore *et al.* (1989). Elle tient compte de la température du fumier/lisier et contient un facteur lié au pH. Chaque réservoir peut être traité différemment. Le coefficient de base de l'équation est calé de manière à obtenir une valeur à l'intérieur d'un intervalle déterminé par la revue de littérature. Pour le fumier et le lisier, le coefficient de mortalité à la fosse utilisé est $0,15 \text{ j}^{-1}$. Cette valeur provient d'une analyse des valeurs disponibles dans la littérature tout en respectant l'idée que la mortalité à la fosse est inférieure à la mortalité au champ. Pour le calcul du coefficient de mortalité des coliformes épandus, la température utilisée dépend du mode d'application. Si le fumier/lisier est épandu en surface ou dans le cas du pâturage, c'est la température de l'air qui est utilisée tandis que si le fumier/lisier est incorporé au sol, c'est la température du sol qui est utilisée.

La mortalité des coliformes excrétés directement dans le cours d'eau est modélisée de la même manière que le modèle de qualité de l'eau en rivière Qual2E-GIBSI, c'est-à-dire à l'aide de l'équation de Chick avec un coefficient de mortalité modifié selon la température.

Le partitionnement se calcule avec un coefficient de partitionnement déterminé à l'aide d'une isotherme linéaire d'adsorption. Par la suite, le programme répartit les coliformes sous forme particulaire sur la couche d'interaction efficace du sol. Les équations du transport particulaire et libre proviennent du module de transport azote-phosphore de POPES qui s'inspire des modèles SWAT et EPIC. Ensuite, la quantité obtenue de coliformes par masse de sol est multipliée par la quantité de sédiments érodés sur chaque occupation agricole d'un réservoir de coliformes et par un facteur d'enrichissement qui correspond au rapport entre la concentration d'une substance dans les sédiments et sa concentration dans le sol.

Le transport libre dépend de la hauteur d'eau de ruissellement, de la hauteur d'eau correspondant au point de flétrissement et de la hauteur d'eau correspondant à la porosité provenant du modèle hydrométéorologique.

La quantité de coliformes transportée par le ruissellement hypodermique est proportionnelle à l'écoulement hypodermique affectant la superficie agricole d'une USS.

L'apport en coliformes à un tronçon qui est associé à une USS correspond à la somme des sources de transport de coliformes.

(5) Caler le modèle et établir son domaine de validité.

Le calage du modèle s'est fait à l'aide de 51 mesures prises en 2003 sur un sous-bassin du Bras d'Henri, une région fortement agricole de 45 km² représentée par huit USS dans le système GIBSI. La validation du calage s'est fait sur les années 2000, 2001 et 2002. TransPath-Qual2E reproduit relativement bien les concentrations de base en coliformes mais n'arrive pas à produire les pics de concentration. Les différences entre les débits simulés et observés ainsi que la différence entre les dates d'épandage

et les quantités épandues simulées et observées indiquent qu'il est difficile de comparer les concentrations simulées et les concentrations mesurées. De plus, la performance du modèle d'érosion de GIBSI est faible pour un petit bassin versant comme le Bras d'Henri. Enfin, il est difficile de simplement comparer les concentrations mesurées et simulées à cause des incertitudes liées aux mesures de coliformes fécaux en rivière. À la lumière de ces informations, la performance du modèle est relativement bonne pour les classes de 0 à 200 UFC/100 mL et de 200 à 1000 UFC/100 mL. En terme de fréquence de concentrations simulées par rapport aux concentrations observées, le modèle surestime les concentrations sous 400 UFC/100 mL et sous-estime celles au-dessus de 600 UFC/100 mL.

(6) Conduire une analyse de sensibilité sur les paramètres du modèle et une analyse de l'impact des 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.

L'analyse de sensibilité a permis de quantifier l'impact des variations des paramètres de TransPath sur les concentrations et les charges simulées et d'identifier les paramètres qui ont le plus d'influence. Le coefficient de partitionnement et la proportion d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau sont les paramètres dont la sensibilité absolue sur les concentrations médianes est la plus grande, particulièrement la valeur maximale de P et minimale de K . La sensibilité de ces paramètres reflète l'importance de ces processus lors de la conception du modèle TransPath, en accord avec la littérature, de même que la faible sensibilité de l'index de transport hypodermique.

La sensibilité relative indique que le coefficient de partitionnement est très sensible près de sa valeur minimale. La sensibilité relative de K_{min} est de 7692% sur la concentration médiane en coliformes. Ce résultat concorde avec l'importance du partitionnement pour le devenir des agents pathogènes. Ce processus a été relativement peu étudié par rapport à son importance dans le devenir des agents pathogènes. La valeur maximale d'accès direct au cours d'eau a également un impact majeur sur la concentration médiane sur quatre ans (+468%). Peu de données fiables

et relativement précises existent concernant la quantité d'animaux ayant un accès direct au cours d'eau.

L'analyse des erreurs sur les données d'entrées de TransPath provenant des autres modèles a permis de déterminer l'impact sur les concentrations et les charges simulées. L'impact sur la concentration médiane de la variation de l'apport en coliformes est directement proportionnel. Pour la même variation (+100% de la valeur de la donnée d'entrée) le facteur de transport dissous, la quantité de sédiments transportés et la teneur en eau de la première couche d'eau font varier d'environ +20% les concentrations médianes tandis que la variation est de -20% lorsqu'on augmente au taux de mortalité bactérienne de +100%. Ce sont donc ces données sur lesquelles une incertitude peut avoir le plus d'effet sur la qualité des résultats simulés par TransPath-Qual2E. L'effet de la variation est très faible pour les quantités de fumier/lisier épandus et le débit hypodermique.

(7) Illustrer le potentiel d'utilisation du modèle dans le cadre de scénarios d'assainissement agricole.

L'exemple d'application sur le Bras d'Henri a permis de quantifier l'impact de la réduction de l'accès direct au cours d'eau des animaux en pâturage sur la qualité bactériologique d'un segment de cours. Pour le meilleur scénario, l'accès direct est réduit à 0% sur une partie du bassin versant et la probabilité de non-dépassement du critère 200 UFC/100 mL et 1000 UFC/100 mL passe de 18,8% à 46,5% et de 83,3% à 100% respectivement.

7 Recommandations

L'expérience acquise au cours de la réalisation de ce mémoire, tant au niveau du suivi de la littérature que des enjeux de la modélisation, ont permis d'identifier des besoins réels en données et informations théoriques pour continuer l'effort de modélisation, notamment :

- Identification par ADN des différentes sources de contamination (humaines par fosses septiques, différentes classes du cheptel, bruit de fond de la faune)
- Nombre de fosses septiques qui fuient, leur débit de fuite et la concentration en coliformes.
- Prévalence locale (bassin de la Chaudière ou autres bassins versants au Québec) en coliformes fécaux.
- Mesures pour identifier les apports particulaire, libre et hypodermique.
- Mesures du coefficient de partitionnement.
- Études sur l'excrétion directement au cours d'eau pour mieux quantifier cette contribution.
- Mesures du coefficient de mortalité à la fosse et dans le sol, selon les températures.
- Mesures en pathogènes de divers ruisseaux drainant des bassins avec occupations du sol unique (bassin pas de pâturage, bassin uniquement forêt).
- Échantillonnage de pathogènes plus serré (mesures journalières, voire même horaires) permettant de déterminer l'importance de chaque processus. De telles mesures en continue permettraient de suivre l'évolution temporelle (avant/pendant/après un événement de précipitation) de la dynamique du transport des agents pathogènes.

L'acquisition de ces informations passe par le design d'études en conditions contrôlées en laboratoire ou par un protocole de suivi sur le terrain basé sur un suivi des pratiques agricoles en collaboration avec des producteurs agricoles. Ces informations pourraient permettre de construire la prochaine génération de modèles. Par contre, dans la mesure où la connaissance des processus déterminant du devenir des agents pathogènes est relativement limitée, il est

permis de s'interroger sur la pertinence de construire un modèle conceptuel. Un modèle statistique permettrait peut-être d'obtenir de meilleurs résultats.

Mentionnons enfin que le calage du modèle aurait pu être fait autrement. La courbe des fréquences cumulées des concentrations simulées pourrait être calée sur celle des fréquences cumulées des concentrations mesurées. Le coefficient de corrélation entre les deux courbes pourrait alors appuyer l'analyse visuelle. De plus, une mesure (autre que visuelle) de la qualité de la corrélation entre les concentrations simulées et les concentrations mesurées pourrait être utilisée (comme la somme des moindres carrés ou le coefficient de Nash).

Références

- ARNOLD, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., et Williams, J. R. 1998. «Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I; Model Development». Journal of the American Water Resources Association, 34(1), 73-89.
- ASAE American Society of Agricultural Engineers. 2003. «Manure Production and Characteristics». ASAE STANDARDS 2003, ASAE D384.1 FEB03.
- BAFFAUT, C. et Benson, V. W. 2003. «A Bacteria TMDL for Shoal Creek Using SWAT Modeling and DNA Source Tracking». Pp. 035-040 in Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations–II Proceedings of the 8-12 November 2003 Conference (Albuquerque, New Mexico USA), ASAE Publication Number 701P1503.
- BERTHIAUME, P. M., Bigras-Poulin, M., et Rousseau, A. N. 2006. «Sensitivity analysis and usefulness of a dynamic simulation model of nitrogen fluxes in pig housing and outdoor storage facilities». in press Biosystems Engineering.
- BERTHIAUME, P. 2003. «Modélisation dynamique des flux d'azote dans les entreprises de production porcine: impact des caractéristiques du troupeau, des bâtiments et de la région». Thèse de doctorat, Montréal, Université de Montréal.
- BIGRAS-POULIN, M., Ravel, A., Bélanger, D., et Michel, P. 2004. «Development of agroenvironmental indicators to evaluate the hygienic pressure of livestock production on human health». International Journal of Hygiene and Environmental Health, 207, 279-295.
- BOGOSIAN, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'Neil, J.P., Heitkamp, M.A. et Weber, D.B. 1996. «Death of the Escherichia coli K-12 Strain W3110 in Soil and Water». Applied and Environmental Microbiology, 62(11), 4114-4120.
- BROWN, L. C. et Barnwell Jr., T. O. 1987. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2 and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. Athens, Georgia, U.S., Environmental Protection Agency.
- CHANDLER, D. S., Farran, I., et Craven, J. A. 1981. «Persistence and Distribution of Pollution Indicator Bacteria on Land Used for Disposal of Piggery Effluent». Applied and Environmental Microbiology, 42(3), 453-460.
- CHARACKLIS, G. W., Dilts, M. J., Simmons III, O. D., Likirdopoulos, C. A., Krometis, L.-A. H., et Sobsey, M. D. 2005. «Microbial partitioning to settleable particles in stormwater». Water Research, 39, 1773-1782.
- COLES, F. T. 1973. M.S. Thesis, North Dakota State University of Agriculture and Applied Science, Fargo, ND. 50p.

- COLLINS, R. et Rutherford, K. 2004. «Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land». Water Research, 38, 700–712.
- CRANE, S. R. et Moore, J. A. 1986. «Modeling Enteric Bacterial Die-off: A review». Water, Air, and Soil Pollution, 27, 411-439.
- CRANE, S. R., Westerman, P. W., et Overcash, M. R. 1980. «Die-off of Fecal Indicator Organisms Following Land Application of Poultry Manure». Journal of Environmental Quality, 9(3), 531-537.
- DAVIES-COLLEY, R. J., Donnison, A. M., Speed, D. J., Ross, C. M., et Nagels, J. W. 1999. «Inactivation of Faecal Indicator Microorganisms in Waste Stabilisation Ponds: Interactions of Environmental Factors With Sunlight». Water Research, 33(5), 1220-1230.
- DAZZO, F., Smith, P., et Hubbell, D. 1973. «The Influence of Manure Slurry Irrigation on the Survival of Fecal Organisms in Scranton Fine Sand». Journal of Environmental Quality, 2(4), 470-473.
- DE ANDRADE LIMA, J. R. P., Bigras-Poulin, M., et Ravel, A. 2000. Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale des les régions rurales du Québec. Université de Montréal, Montréal.
- DORNER, S. M., Anderson, W. B., Slawson, R. M., Kouwen, N. et Huck, P. M. 2006. «Hydrologic Modeling of Pathogen fate and Transport». Environmental Science and Technology, 40 (15), 4746-4753.
- DUCHEMIN, M. et Lachance, M. 2002. «Analyse de sensibilité du modèle CQÉROSS». Revue des sciences de l'eau, 15(4), 789-807.
- DUCHEMIN, M., Rousseau, A. N., Lamontagne, L., et Villeneuve, J.-P. 2001. «Utilisation des technologies géomatiques pour spatialiser le facteur K d'érodabilité des sols du bassin versant de la rivière Chaudière, Québec». Canadian Journal of Soil Science, 81, 423-437.
- ENTRY, J. A., Hubbard, R. K., Thies, J. E., et Fuhrmann, J. J. 2000. «The Influence of Vegetation in Riparian Filterstrips on Coliform Bacteria: II. Survival in Soils». Journal of Environmental Quality, 29, 1215-1224.
- FAUST, M. A. 1982. «Relationship Between Land-Use Practices and Fecal Bacteria in Soils». Journal of Environmental Quality, 11(1), 141-146.
- FERGUSON, C., Husman, A. M. d. R., Altavilla, N., Deere, D., et Ashbolt, N. 2003. «Fate and Transport of Surface Water Pathogens in Watersheds». Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 33(3), 299-361.
- FILLION, M., Rogel, G., Rousseau, A.N. 2004. «Revue de littérature des modèles de transport des agents pathogènes d'origine animale en milieu rural». Rapport No. R-765, INRS-ETE, Sainte-Foy, QC.

- FLEMING, R. et MacAlpine, M. 2004. Survival of Pathogenic Bacteria in Liquid Manure Storages. Ridgetown, Ontario : Ridgetown College-University of Guelph.
- FORTIN, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J., et Villeneuve, J. P. 2001a. «A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. Part 1: description of the model». Journal of Hydrologic Engineering, 6(2), 91-99.
- FORTIN, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J., et Villeneuve, J. P. 2001b. «A distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. Part 2: application to Chaudière watershed». Journal of Hydrologic Engineering, 6(2), 100-108.
- FRASER, R. H., Barten, P. K., et Pinney, D. A. K. 1998. «Predicting Stream Pathogen Loading from Livestock using a Geographical Information System-Based Delivery Model». Journal of Environmental Quality, 27, 935-945.
- GARY, H., Johnson, S. et Ponce, S. 1983. «Cattle grazing impact on surface water quality in a Colorado front range stream». Journal of Soil and Water Conservation, 38, 124-128.
- GUAN, T. Y. et Holley, R. A. 2003. «Pathogen Survival in Swine Manure Environments and Transmission of Human Enteric Illness—A Review». Journal of Environmental Quality, 32, 383-392.
- GUBER, A. K., Shelton, D. R., et Pachepsky, Ya. A. 2005. «Effect of Manure on *Escherichia coli* Attachment to Soil». Journal of Environmental Quality, 34, 2086-2090.
- HARTEL, P. G., Segars, W. I., Summer, J. D., Collins, J. V., Phillips, A. T., et Whittle, E. 2000. «Survival of Fecal Coliforms in Fresh and Stacked Broiler Litter». Journal of Applied Poultry Research, 9, 505-512.
- HENRY, L.-A. et Dillaha, T. A. 2004. «Development of Isotherm Equations for Partitioning Between Soil-Adsorbed and Planktonic *Escherichia coli*». ASAE/CSAE Annual Paper Number 042050, ASAE, St. Joseph (Mich).
- HIMATHONGKHAM, S., Bahari, S., Riemann, H., et Cliver, D. 1999. «Survival of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella typhimurium* in cow manure and cow manure slurry». FEMS Microbiology Letters, 178, 251-257.
- HOWELL, J. M., Coyne, M. S., et Cornelius, P. L. 1996. «Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio». Journal of Environmental Quality, 25, 1216-1220.
- HUNTER, C., McDonald, A. et Beven, K. 1992. «Input of Fecal Coliform Bacteria to an Upland Stream Channel in the Yorkshire Dales». Water Resources Research, 28(7), 1869-1876.

- HUYSMAN, F. et Verstraete, W. 1993. «Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of cell surface hydrophobicity and soil properties». Soil Biology and Biochemistry, 25(1), 83-90.
- JAMES, E., Kleinman, P., Veith, T., Stedman, R., et Sharpley, A. 2006. Phosphorus Contributions from Pastured Dairy Cattle to Streams. Journal of Soil and Water Conservation.
- JAMIESON, R., Gordon, R., Joy, D., et Lee, H. 2004. «Assessing microbial pollution of rural surface waters: A review of current watershed scale modeling approaches». Agricultural Water Management, 70, 1-17.
- JOY, D. M., Lee, H., Reaume, C. M., Whiteley, H. R., et Zelin, S. 1998. «Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure». Canadian Agricultural Engineering, 40(3), 153-160.
- KNISEL, W.D. Jr. 1980. «CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems». USDA Cons. Res. Rapport No. 26, 643pp.
- L.A.S. 1996. GRASSLAND User's guide for Windows95 and Windows NT, Version 1.0, Logiciels et Applications Scientifiques (L.A.S.) Inc., Montréal.
- LAVIGNE, M.-P., Rousseau, A. N., Turcotte, R., Laroche, A.-M., Fortin, J.-P., et Villeneuve, J.-P. 2004. «Validation and use of a distributed hydrological modeling system to predict short term effects of clear cutting on the hydrological regime of a watershed». Earth Interactions, 8, 1-19.
- LING, T. Y., Achberger, E. C., Drapcho, C. M., et Bengston, R. L. 2002. «Quantifying Adsorption of an Indicator Bacteria in a Soil-Water System». Transactions of the ASAE, 45(3), 669-674.
- MAILHOT, A., Rousseau, A.N., Massicotte, S., Dupont, J. et Villeneuve, J.-P. 1997. «A Watershed-Based System for the Integrated Management of Surface Water Quality»: the GIBSI System. Water Science and Technology, 36(5), 381-387.
- MAILHOT, A., Rousseau, A. N., Salvano, E., Turcotte, R., et Villeneuve, J.-P. 2002. «Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI». Revue des Sciences de l'Eau, 15 (no spécial), 149-172.
- MAJDOUB, R., Côté, C., et Duchemin, M. 2004. «Risque de contamination microbiologique des eaux souterraines et mesures préventives à adopter». Vecteur Environnement, 37(2), 61-66.
- MANCINI, J. L. 1978. «Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions». Journal: Water Pollution Control Federation, November, 2477-2484.
- MATSON, E. A. 1978. «Pollution indicators and other microorganisms in river sediment». Journal: Water Pollution Control Federation, 50, 13-19.

- MENZEL, R.G. 1980. Enrichment ratios for water quality modelling. Dans: CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems, chapitre 12. Vol.3 USDA.SEA. Conserv. Res. Report.
- MILLER, D. N. et Berry, E. D. 2005. «Cattle Feedlot Soil Moisture and Manure Content: I. Impacts on Greenhouse Gases, Odor Compounds, Nitrogen Losses, and Dust». Journal of Environmental Quality, 34, 644-655.
- MILLER, J. J., Handerek, B. P., Beasley, B. W., Olson, E. C. S., Yanke, L. J., Larney, F. J., McAllister, T. A., Olson, B. M., Selinger, L. B., Chanasyk, D. S., et Hasselback, P. 2004. «Quantity and Quality of Runoff from a Beef Cattle Feedlot in Southern Alberta». Journal of Environmental Quality, 33, 1088-1097.
- MOORE, J. A., Smyth, J. D., Baker, E. S., Miner, J. R., et Moffitt, D. C. 1989. «Modeling Bacteria Movement in Livestock Manure Systems». ASAE Paper, ASAE Paper No. 88-2051 .
- MUNCH, B., Larsen, H. E., et Aalback, B. 1987. «Experimental studies on the survival of pathogenic and indicator bacteria in aerated and non-aerated cattle and pig slurry». Biological Wastes, 22, 49-65.
- MySQL. 2006. Manuel de référence MySQL 5.0. <http://dev.mysql.com/doc/mysql/en>.
- NAESI. 2005. « Report No. 1-31: Review of Agriculturally Derived Waterborne Pathogens». NAESI Technical Series No. 1-31, Environnement Canada, Gatineau, QC.
- NC State University. Animal and Poultry Manure Production and Characterization. 2007. http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/manure/awm/program/barker/a&mp&c/table_of_content.htm.
- NICHOLSON, F. A., Groves, S. J., et Chambers, B. J. 2005. «Pathogen survival during livestock manure storage and following land application». Bioresource Technology, 96, 135-143.
- PANHORST, K. A. 2002. Estimating Bacterial Loadings to Surface Waters From Agricultural Watersheds. MS Thesis. Blacksburg, VA, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University.
- REDDY, K. R., Khaleel, R., et Overcash, M. R. 1981. «Behaviour and Transport of Microbial Pathogens and Indicator Organisms in Soils Treated with Organic Wastes». Journal of Environmental Quality, 10(3), 255-266.
- RENARD, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. et Yoder, D.C. 1997. «Predicting Soil Erosion by Water : A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)». Agricultural Handbook 703, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Washington D.C., 404.
- ROBERT, C., Banton, O., Lafrance, P. et Villeneuve, J.-P. 1992. «Analyse de sensibilité paramétrique d'un modèle simulant le transport de pesticides dans le sol». Revue des

Sciences de l'eau, 5(2), 197-210.

- ROUSSEAU, A.N., Dickinson, W.T. et Rudra, R.P. 1989. «Prediction of overland phosphorus transport using a phosphorus enrichment ratio». Proceedings of the National Water Conference and Symposium, University of Delaware, Newark, DE. ASCE., New York.
- ROUSSEAU, A. N., Mailhot, A., Gariépy, S., Salvano, E., et Villeneuve, J.-P. 2002. «Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejet de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI». Revue des Sciences de l'Eau, 15(no spécial), 121-148.
- ROUSSEAU, A. N., Mailhot, A., Quilbé, R., et Villeneuve, J.-P. 2005a. «Information technologies in the wider perspective: integrating management functions across the urban-rural interface». Environmental Modelling & Software, 20, 443-455.
- ROUSSEAU, A. N., Quilbé, R., Rogel, G., Grenier, M., et Tremblay, S. 2005b. «Amélioration d'un système de modélisation intégrée et développement du protocole d'application pour l'analyse de scénarios d'assainissement agricole à l'échelle du bassin versant». Rapport No. R825e1, INRS-ETE, Québec, PQ.
- SADEGHI, A. M. et Arnold, J. G. 2002. «A SWAT/Microbial Sub-Model for Predicting Pathogen Loadings in Surface and Groundwater at Watershed and Basin Scales». Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations: Proceedings of the March 11-13, 2002 Conference, ASAE Publication Number 701P0102, 56-63.
- SALTELLI, A., Chan, K., et Scott, E. M. 2000. Sensitivity Analysis. Toronto, Ontario, Canada. John Wiley. 475p.
- SALVANO, E., Rousseau, A. N., Debailleul, G., et Villeneuve, J.-P. 2006. «An environmental benefit-cost analysis case study of nutrient management in an agricultural watershed». Canadian Water Resources Journal, 31(2), 105-122.
- SHARPLEY, A.N. 1980. «The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments». Journal of Environmental Quality, 9, 521-526.
- STATISTIQUE CANADA. 2002. Données sur les exploitations agricoles du Recensement de l'agriculture 2001. CD-ROM No.95F0304XC.
- STRATTON, G. W., Madani, A., Gordon, R. J., Sharples, K., Coulter, T., et Thiagarajan, A. 2004. «Bacterial Quality of Surface and Subsurface Drainage Water from Manured Fields». Drainage VIII Proceedings of the Eighth International Symposium, ASAE Publication Number 701P0304, 197-205.
- THELIN, R. et Gifford, G. F. 1983. «Fecal Coliform Release Patterns from Fecal Material of Cattle». Journal of Environmental Quality, 12(1), 57-63.
- TIAN, Y. Q., Gong, P., Radke, J. D., et Scarborough, J. 2002. «Spatial and Temporal Modeling of Microbial Contaminants on Grazing Farmlands». Journal of

Environmental Quality, 31, 860-869.

- TIEDEMANN, D., Higgins, A., Quigley, T. M., Sanderson, H. R. et Marx, D. B. 1987. «Responses of fecal coliform in streamwater to four grazing strategies». Journal of Range Management, 40, 322-329.
- TRASK, J.R., Kalita, P.K., Kuhlenschmidt, M.S., Smith, R.D. et Funk, T.L. 2004. «Overland and Near-Surface Transport of *Cryptosporidium parvum* from Vegetated and Nonvegetated Surfaces». Journal of Environmental Quality, (33), 984–993.
- TURCOTTE, R., Fortin, J.-P., Rousseau, A. N., Massicotte, S., et Villeneuve, J.-P. 2001. «Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network». Journal of Hydrology, 240, 225-242.
- TURCOTTE, R., Rousseau, A. N., Fortin, J.-P., et Villeneuve, J.-P. 2003. «Development of a process-oriented, multiple-objective, hydrological calibration strategy accounting for model structure». Dans *Advances in Calibration of Watershed Models, Water Science & Application 6*, Q. Duan, S. Sorooshian, H. Gupta, A. N. Rousseau, et R. Turcotte, , 153-163.
- UNC, A. et Goss, M. J. 2003. «Movement of faecal bacteria through the vadose zone». Water, Air, and Soil Pollution, 149, 327-337.
- USEPA. 2001. Protocol for Developing Pathogen TMDLs. EPA 841-R-00-002, 132. Office of Water (4503F), United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- VAN DONSEL, D. J., Geldreich, E. E., et Clarke, N. A. 1967. «Seasonal Variations in Survival of Indicator Bacteria in Soil and Their Contribution to Storm-water Pollution». Applied Microbiology, 15(6), 1362-1370.
- VILLENEUVE, J. P., Blanchette, C., Duchemin, M., Gagnon, J. F., Mailhot, A., Rousseau, A. N., Roux, M., Tremblay, J. F., et Turcotte, R. 1998. «Rapport final du projet GIBSI : Gestion Intégrée des bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé». Rapport No. R-462, INRS-Eau, Sainte-Foy, QC.
- VILLENEUVE, J.-P., Rousseau, A. N., Mailhot, A., Salvano, E., Tremblay, S., et Quilbé, R. 2004. «Développement du cadre d'application de GIBSI pour le calcul d'objectifs environnementaux d'apport diffus en milieu agricole et l'analyse avantages-coût de scénarios de gestion». Rapport synthèse No R-549-s2, INRS-ETE, Sainte-Foy, QC.
- WALKER, S. E., Mostaghimi, S., Dillaha, T. A., et Woeste, F. E. 1990. «Modeling Animal Waste Management Practices: Impacts on Bacteria Levels in Runoff From Agricultural Lands». Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 33(3), 807-817.
- WANG, G., Zhao, T., et Doyle, M. P. 1996a. «Fate of Enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in Bovine Feces». Applied and Environmental Microbiology, 62(7), 2567-2570.

- WANG, Y., Edwards, D. R., Daniel, T. C., et Scott, H. D. 1996b. «Simulation of Runoff Transport of Animal Manure Constituents». Transactions of the ASAE, 39(4), 1367-1378.
- WEISKEL, P., Howes, B. et Heufelder, G. 1996. «Coliform contamination of a coastal embayment: Sources and Transport Pathways». Environmental Science and Technology, 30, 1872-1881.
- WILLIAMS, J. R. 1995. « The EPIC modeb». Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, Highlands Ranch (CO), 909-1000.
- YAGOW, G., Dillaha, T., Mostaghimi, S., Brannan, K., Heatwole, C., et Wolfe, M. L. 2001. «TMDL Modeling of Fecal Coliform Bacteria with HSPF». 2001 ASAE Annual International Meeting, ASAE Paper Number 01-2066.

Ouvrages consultés

- ABU-ASHOUR, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R., et Zelin, S. 1994. «Transport of Microorganisms Through Soil». Water, Air and Soil Pollution, 75, 141-158.
- ABU-ASHOUR, J. et Lee, H. 2000. «Transport of Bacteria on Sloping Soil Surfaces by Runoff». Environmental Toxicology, 15(2), 149-153.
- ALKAN, U., Elliott, D. J., et Evison, L. M. 1995. «Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters». Water Research, 29(9), 2071-2081.
- AUER, M. T. et Niehaus, S. L. 1993. «Modeling Fecal Coliform Bacteria-I. Field and Laboratory Determination of Loss Kinetics». Water Resource, 27(4), 693-701.
- EVERY, L. M., Killham, K., et Jones, D. L. 2005. «Survival of E. coli O157:H7 in organic wastes destined for land application». Journal of Applied Microbiology, 98, 814-822.
- BAXTER-POTTER, W. R. et Gilliland, M. W. 1988. «Bacterial Pollution in Runoff from Agricultural Lands». Journal of Environmental Quality, 17(1), 27-34.
- BEAUDEAU, P., Tousset, N., Bruchon, F., Lefevre, A., et Taylor, H. D. 2001. «In situ measurement and statistical modelling of escherichia coli decay in small rivers». Water Research, 35(13), 3168-3178.
- BERRY, E. D. et Miller, D. N. 2005. «Cattle Feedlot Soil Moisture and Manure Content: II. Impact on *Escherichia coli* O157». Journal of Environmental Quality, 34, 656-663.
- BOLTON, D. J., Byrne, C. M., Sheridan, J. J., McDowell, D. A., et Blair, I. S. 1999. «The survival characteristics of a non-toxicogenic strain of *Escherichia coli* O157H7». Journal of Applied Microbiology, 86, 407-411.
- BORAH, D. K. et Bera, M. 2003. «Watershed scale hydrologic and non-point source pollution models for long-term continuous and storm event simulations». Proceedings of the 8-12 November 2003 Conference, ASAE Publication Number 701P1503, 161-167.
- BORAH, D. K. et Bera, M. 2004. «Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: Review of Applications». Transactions of the ASAE, 47 (3), 789-803.
- BORAH, D. K. et Bera, M. 2003. «Watershed-Scale Hydrologic and Nonpoint-Source Pollution Models: Review of Mathematical Bases». Transactions of the ASAE, 46(6), 1553-1566.
- BORAH, D. K. 2002. «Watershed Scale Nonpoint Source Pollution Models: Mathematical Bases». Paper Number: 022091 An ASAE Meeting Presentation.

- CANALE, R. P., Auer, M. T., Owens, E. M., Heidtke, T. M., et Effler, S. W. 1993. «Modeling Fecal Coliform Bacteria-II. Model Development and Application». Water Research, 27(4), 703-714.
- CHAPRA, S. C. et Pelletier, G. J. 2003. «QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual». Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA..
- CHEVALIER, P., Levallois, P., et Michel, P. 2004. «Infections entériques d'origine hydrique potentiellement associées à la production animale: revue de littérature». Vecteur Environnement, 37(2), 90-106.
- CORAPCIOGLU, M. Y. et Haridas, A. 1984. «Transport and Fate of Microorganisms in Porous Media: A Theoretical Investigation». Journal of Hydrology, 72, 149-169.
- CROWTHER, J., Wyer, M. D., Bradford, M., Kay, D., et Francis, C. A. 2003. «Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data». Journal of Applied Microbiology, 94, 962-973.
- CULLEY, J. L. B. et Phillips, P. A. 1982. «Bacteriological Quality of surface and subsurface runoff from manured». Journal of Environmental Quality, 11(1), 155-158.
- DEGUISE, K. A., Wolfe, M. L., et Dillaha, T. A. (1999. «A Foundation for Modeling Bacterial Contamination of Surface Waters Due to Nonpoint Sources». 1999 ASAE Annual International Meeting, ASAE Paper Number 99-2153.
- DORAN, J. W. et Linn, D. M. 1979. «Bacteriological quality of runoff water from pastureland». Applied Environmental Microbiology, 37(5), 985-991.
- EDWARDS, D. R., Larson, B. T., et Lim, T. T. 2000. «Runoff Nutrient and Fecal Coliform Content From Cattle Manure Application to Fescue Plots». Journal of the American Water Resources Association, 36(4), 711-721.
- ELLIOTT, L. F. et Ellis, J. R. 1977. «Bacterial and viral pathogens associated with land application of organic wastes». Journal of Environmental Quality, 6, 245-251.
- EMERICK R. W., Loge, F. J. et Dary, J. L. 2000. «Modeling the Inactivation of Particle-Associated Coliform Bacteria». Water Environment Research, 72(4), 432-438.
- FENLON, D. R., Ogden, I. D., Vinten, A., et Svoboda, I. 2000. «The fate of *Escherichia coli* and *E. coli* O157 in cattle slurry after application to land». Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement, 88, 149S-156S.
- FRANZ, E., van Diepeningen, A. D., de Vos, O. J., et van Bruggen, A. H. C. 2005. «Effects of Cattle Feeding Regimen and Soil Management Type on the Fate of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* Serovar Typhimurium in Manure, Manure-Amended Soil, and Lettuce». Applied and Environmental Microbiology, 71(10), 6165-6174.
- FUKUSHIMA, H., Hoshina, K., et Gomyoda, M. 1999. «Long-Term Survival of Shiga

- Toxin-Producing *Escherichia coli* O26, O111, and O157 in Bovine Feces». Applied and Environmental Microbiology, 65(11), 5177-5181.
- GAGLIARDI, J. V. et Karns, J. S. 2000. «Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in Diverse Soils under Various Agricultural Management Practices». Applied and Environmental Microbiology, 66(3), 877-883.
- GAGLIARDI, J. V. et Karns, J. S. 2002. «Persistence of *Escherichia coli* O157:H7 in soil and on plant roots». Environmental Microbiology, 4(2), 89.
- GAMESON, A. L. H. et Saxon, J. R. 1967. «Field Studies on Effect of Daylight on Mortality of Coliform Bacteria». Water Research, 1, 279-295.
- GESSEL, P. D., Hansen, N. C., Goyal, S. M., Johnston, L. J., et Webb, J. 2004. «Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure». Applied Soil Ecology, 25, 237-243.
- GRUNWALD, S. et Norton, L. D. 2000. «Calibration and validation of a non-point source pollution model». Agricultural Water Management, 45, 17-39.
- HUBBARD, R. K., Newton, G. L., et Hill, G. M. 2004. «Water quality and the grazing animal». Journal of Animal Science, 82(E. Suppl.), E255-E263.
- HUTCHISON, M. L., Walters, L. D., Avery, S. M., Munro, F., et Moore, A. 2005. «Analyses of Livestock Production, Waste Storage, and Pathogen Levels and Prevalences in Farm Manures». Applied and Environmental Microbiology, 71(3), 1231-1236.
- HUTCHISON, M. L., Walters, L. D., Moore, A., Crookes, K. M., et Avery, S. M. 2004. «Effect of Length of Time before Incorporation on Survival of Pathogenic Bacteria Present in Livestock Wastes Applied to Agricultural Soil». Applied and Environmental Microbiology, 70(9), 5111-5118 .
- HUTCHISON, M. L., Walters, L. D., Moore, T., Thomas, D. J. I., et Avery, S. M. 2005. «Fate of Pathogens Present in Livestock Wastes Spread onto Fescue Plots». Applied and Environmental Microbiology, 71(2), 691-696.
- JAMIESON, R., Gordon, R., Tattrie, S., et Stratton, G. 2003. «Sources and persistence of fecal coliform bacteria in a rural watershed». Water Quality Research Journal of Canada, 38, 33-47.
- JAMIESON, R., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R., et Gordon, R. 2005. «Transport and deposition of sediment-associated *Escherichia coli* in natural streams». Water Research, 39, 2665-2675.
- JAWSON, M. D., Elliott, L. F., Saxton, K. E., et Fortier, D. H. 1982. «The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from a Pacific Northwest Watershed». Journal of Environmental Quality, 11, 621-627.
- JENKINS, A., Kirkby, M. J., McDonald, A., Naden, P., et Kay, D. 1984. «A Process Based

Model of Faecal Bacterial Levels in Upland Catchments». Water Science and Technology, 16, 453-462.

JIANG, X., Morgan, J., et Doyle, M. P. 2002. «Fate of *Escherichia coli* O157:H7 in Manure-Amended Soil». Applied and Environmental Microbiology, 68(5), 2605-2609.

KEARNEY, T. E., Larkin, M. J., et Levett, P. N. (1993. «The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria». Journal of Applied Bacteriology, 74, 86-93.

KLEENE, J. W., Choudhury, S. H., et Hare, T. 2002. «A Detailed Approach for Developing Fecal Coliform TMDL in a Agricultural/Rural Watershed». Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations: Proceedings of the March 11-13, 2002 Conference (Fort Worth, Texas, USA) , ASAE Publication Number 701P0102, 383-390.

KRESS, M. et Gifford, G. F. 1984. «Fecal Coliform Release From Cattle Fecal Deposits». Water Resources Bulletin, 20(1), 61-66.

KUDVA, I. T., Blanch, K., et Hovde, C. J. 1998. «Analysis of *Escherichia coli* O157:H7 Survival in Ovine or Bovine Manure and Manure Slurry». Applied and Environmental Microbiology, 64(9), 3166-3174.

KUMAR, R., Gupta, M. K., et Kanwar, S. S. 1999. «Fate of bacterial pathogens in cattle dung slurry subjected to anaerobic digestion». World Journal of Microbiology & Biotechnology, 15, 335-338.

LARNEY, F. J., Yanke, L. J., Miller, J. J., et McAllister, T. A. 2003. «Fate of Coliform Bacteria in Composted Beef Cattle Feedlot Manure». Journal of Environmental Quality, 32, 1508-1515.

LARSEN, R. E., Miner, J. R., Buckhouse, J. C., et Moore, J. A. 1994. «Water-Quality Benefits of Having Cattle Manure Deposited Away From Streams». Bioresource Technology, 48(2), 113-118.

LEJEUNE, J. T. et Kauffman, M. D. 2005. «Effect of Sand and Sawdust Bedding Materials on the Fecal Prevalence of *Escherichia coli* O157:H7 in Dairy Cows». Applied and Environmental Microbiology, 71(1), 326-330.

LEÓN, L. F., Booty, W. G., Bowen, G. S., et Lam, D. C. L. 2004. «Validation of an agricultural non-point source model in a watershed in southern Ontario». Agricultural Water Management, 65, 59-75.

MAWDSLEY, J. L., Bardgett, R. D., Merry, R. J., Pain, B. F., et Theodorou, M. K. 1995. «Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution». Applied Soil Ecology, 2, 1-15.

MCDONALD, A. et Kay, D. 1981. «Enteric Bacterial Concentrations in Reservoir Feeder Streams: Baseflow Characteristics and Response to Hydrograph Events». Water

Research, 15, 961-968.

- MCGECHAN, M. B., Lewis, D. R., et Vinten, A. J. A. 2004. «Farm-scale Modelling of Water Pollution from Livestock Enterprises». Paper number 042071, 2004 ASAE Annual Meeting.
- MCMURRY, S. W., Coyne, M. S., et Perfect, E. 1998. «Fecal Coliform Transport through Intact Soil Blocks Amended with Poultry Manure». Journal of Environmental Quality, 27, 86-92.
- MILLER, J. J., Beasley, B. W., Yanke, L. J., Larney, F. J., McAllister, T. A., Olson, B. M., Selinger, L. B., Chanasyk, D. S., et Hasselback, P. 2003. «Bedding and Seasonal Effects on Chemical and Bacterial Properties of Feedlot Cattle Manure». Journal of Environmental Quality, 32, 1887-1894.
- MUBIRU, D. N., Coyne, M. S., et Grove, J. H. 2000. «Mortality of *Escherichia coli* O157:H7 in Two Soils with Different Physical and Chemical Properties». Journal of Environmental Quality, 29, 1821-1825.
- MUIRHEAD, R. W., Collins, R. P., et Bremer, P. J. 2005. «Erosion and Subsequent Transport State of *Escherichia coli* from Cowpats». Applied and Environmental Microbiology, 71(6), 2875-2879.
- NAGELS, J. W., Davies-Colley, R. J., Donnison, A. M., et Muirhead, R. W. 2002. «Faecal contamination over flood events in a pastoral agricultural stream in New Zealand». Water Science and Technology, 45(12), 45-52.
- NASSER, A. M. et Oman, S. D. 1999. «Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources». Water Research, 33(7), 1748-1752.
- OGDEN, I.D., Fenlon, D.R., Vinten A.J.A., et Lewis, D. 2001. «The fate of *Escherichia coli* O157 in soil and its potential to contaminate drinking water». International Journal of Food Microbiology, 66, 111-117.
- OLIVER, D. M., Clegg, C. D., Haygarth, P. M., et Heathwaite, A. L. 2003. «Determining Hydrological Pathways for the Transfer of Potential Pathogens from Grassland Soils to Surface Waters». Diffuse Pollution Conference Dublin 2003.
- OLIVER, D. M., Heathwaite, L., Haygarth, P. M., et Clegg, C. D. 2005. «Transfer of *Escherichia coli* to Water from Drained and Undrained Grassland after Grazing». Journal of Environmental Quality, 34, 918-925.
- OLSEN, J. E. et Larsen, H. E. 1987. «Bacterial Decimation Times in Anaerobic Digestions of Animal Slurries». Biological Wastes, 21, 153-168.
- PATNI, N. K., Toxopeus, H. R., et Jui, P. Y. 1985. «Bacterial quality of runoff from manured and non-manured cropland». Transactions of the ASAE, 28(6), 1871-1884.

- PATNI, N. K., Toxopeus, R., Tennant, A. D., et Hore, F. R. 1984. «Bacterial Quality of Tile Drainage Water From Manured and Fertilized Cropland». Water Research, 18(2), 127-132.
- PRÜSS, A. 1998. «Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational waters». International Journal of Epidemiology, 27, 1-9.
- QUINTON, J. N., Tyrrel, S. F., et Ramos, M. C. 2003. «The effect of incorporating slurries on the transport of faecal coliforms in overland flow». Soil Use and Management, 19, 185-186.
- ROODSARI, R., Pachepsky, Y., Shelton, D., Shirmohammadi, A., Sadeghi, A., et Starr, J. 2003. «Modeling manure-borne pathogen transport with runoff and infiltration». 2003 ASAE Annual Meeting, Paper number 033101.
- SAINI, R., Halverson, L. J., et Lorimor, J. C. 2003. «Rainfall Timing and Frequency Influence on Leaching of *Escherichia coli* RS2G through Soil Following Manure Application». Journal of Environmental Quality, 32, 1865-1872.
- SANDERSON, M. W., Sargeant, J. M., et Renter, D. G. 2005. «Factors Associated with the Presence of Coliforms in the Feed and Water of Feedlot Cattle». Applied and Environmental Microbiology, 71(10), 6026-6032.
- SHARPLES, K. E., Stratton, G. W., Madani, S. A., Gordon, R. J., et Patterson, G. 2004. «The Survival of *E. coli* in Agricultural Soil Treated With Dairy Manure». ASAE/CSAE 2004 Annual International Meeting Presentation, Paper Number 042209.
- SHELTON, D. R., Pachepsky, Y. A., Sadeghi, A. M., Stout, W. L., Karns, J. S., et Gburek, W. J. 2003. «Release Rates of Manure-Borne Coliform Bacteria from Data on Leaching through Stony Soil». Vadose Zone Journal, 2, 34-39.
- SHERER, B. M., Miner, J. R., Moore, J. A., et Buckhouse, J. C. 1992. «Indicator Bacterial Survival in Stream Sediments». Journal of Environmental Quality, 21, 591-595.
- SIEWICKI, T. C., Pullaro, T., Pan, W., McDaniel, S., Glenn, R., et Stewart, J. 2007. «Models of total and presumed wildlife sources of fecal coliform bacteria in coastal ponds». Journal of Environmental Management, 82, 120-132.
- SINTON, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A., et Davies-Colley, R. J. 2002. «Sunlight Inactivation of Fecal Indicator Bacteria and Bacteriophages from Waste Stabilization Pond Effluent in Fresh and Saline Waters». Applied and Environmental Microbiology, 68(3), 1122-1131.
- SJOGREN, R. E. 1994. «Prolonged survival of an environmental *Escherichia coli* in laboratory soil microcosms». Water Air and Soil Pollution, 75, 389-403.
- SOUPIR, M., Mostaghimi, S., H. E., et Alphin, E. F. 2003. «Bacteria Release and Transport from Livestock Manure Applied to Pastureland». 2003 ASAE Annual Meeting, Paper

number 032149.

- STAGNITTI, F. 1999. «A Model of the Effects of Nonuniform Soil-Water Distribution on the Subsurface Migration of Bacteria: Implications for Land Disposal of Sewage». Mathematical and Computer Modelling, 29, 41-52.
- STODDARD, C. S., Coyne, M. S., et Grove, J. H. 1998. «Fecal bacteria survival and infiltration through a shallow agricultural soil: Timing and tillage effects». Journal of Environmental Quality, 27(6), 1516-1523.
- SUKIAS, J. P. S. et Nguyen, M. L. 2003. «Inactivation of *E. Coli* in Riparian and Non-Riparian Soils». Diffuse Pollution Conference Dublin 2003.
- TURNER, C. 2002. «The thermal inactivation of *E. coli* in straw and pig manure». Bioresource Technology, 84, 57-61.
- TYRREL, S. F. et Quinton, J. N. 2003. «Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes». Journal of Applied Microbiology, 94, 87S-93S.
- VANOTTI, M. B., Millner, P. D., Hunt, P. G., et Ellison, A. Q. 2005. «Removal of pathogen and indicator microorganisms from liquid swine manure in multi-step biological and chemical treatment». Bioresource Technology, 96, 209-214.
- VINTEN, A. J. A., Lewis, D. R., Fenlon, D. R., Leach, K. A., Howard, R., Svoboda, I., et Ogden, I. 2002. «Fate of *Escherichia coli* and *Escherichia coli* O157 in soils and drainage water following cattle slurry application at 3 sites in southern Scotland». Soil Use and Management, 18, 223-231.
- VINTEN, A. J. A., Lewis, D. R., McGechan, M., Duncan, A., Aitken, M., Hill, C., et Crawford, C. 2004. «Predicting the effect of livestock inputs of *E. coli* on microbiological compliance of bathing waters». Water Research, 38, 3215-3224.
- WALKER, F. R. Jr. et Stedinger, J. R. 1999. «Fate and Transport Model of *Cryptosporidium*». Journal of Environmental Engineering, 125(4), 325-333.
- WALTER, M. T., Parlange, J.-Y., Walter, M. F., Xin, X., et Scott, C. A. 2001. «Modeling Pollutant Release from a Surface Source during Rainfall Runoff». Journal of Environmental Quality, 30, 151-159.
- WANG, L. et Mankin, K. R. 2001. «Dieoff and Release of Fecal Pathogens from Animal Manure». ASAE Meeting paper no 01-2237, ASAE, St Joseph (Mich).
- YUKSELEN, M. A., Calli, B., et Gokyay, O. S. A. (2003. «Inactivation of coliform bacteria in Black Sea waters due to solar radiations». Environment International, 29, 45-50.
- ZECKOSKI, R., Mostighimi, S., Brannan, K., Benham, B., Dillaha T., Heatwole, C., Shah, S., Wagner, R., Wolfe, M. L., Wynn, J., et Yagow, G. 2003. «A Program for Generating Fecal Coliform Inputs to HSPF». Proceedings of the ASAE, 701P1503.

ZHAI, Q., Coyne, M. S., et Barnhisel, R. I. 1995. «Mortality Rates of Fecal Bacteria in Subsoil Amended with Poultry Manure». Bioresource Technology, 54, 165-169.

ZHAO, T., Doyle, M. P., Shere, J., et Garber, L. 1995. «Prevalence of Enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in a Survey of Dairy Herds». Applied and Environmental Microbiology, 61(4), 1290-1293.

Annexe A: Production en fumier et lisier dans GIBSI (MAPAQ, AGDEX 538/400.27 et AGDEX 400/00)

Tableau annexe 1. Production en fumier et lisier dans GIBSI
(MAPAQ, AGDEX 538/400.27 et AGDEX 400/00).

Espèces	Type	U.A./tête	Fumier (l/j/UA)	Lisier (l/j/UA)
Bovins	Bovin laitier	0,750	54,13	57,58
	Bovin et Bouvillon de boucherie	0,515	51,45	55,84
Porcins	Truie	0,195	0	120,51
	Porc d'engraissement	0,113	0	71,68
Volailles	Poule et Poulet	0,007	26,95	27,78
	Dinde et Dindon	0,011	25,14	0
Autres	Ovin	0,111	23,15	0
	Caprin	0,116	45,26	0
	Cheval	0,864	63,71	0

Annexe B : Production en coliformes fécaux par espèce dans TransPath

Tableau annexe 2. Production en coliformes fécaux par espèce dans TransPath.

Espèce agrégée (GIBSI)	Espèce selon le recensement agricole 2001	Espèce ASAE	UFC/UA/j (10 ¹⁰)
BOVINS	Vaches laitières	<i>Dairy</i>	7,2
	Vaches de boucheries	<i>Beef</i>	13
	Génisses et taures de + 1 an		
	Veaux de - 1 an		
	Taureaux, 1 an et + Bouvillons de + 1 an		
PORCINS	Porcs d'engraissement et porcs en finition	<i>Swine</i>	8,0
	Truies et cochettes de reproduction		
	Verrats		
	Porcelets sevrés et non sevrés		
VOLAILLES	Poules et poulets	<i>Layer</i>	3,4
	Dindons et dindes	<i>Turkey</i>	0,62
	Autres volailles	<i>Duck</i>	81,0
AUTRES	Moutons et agneaux	<i>Sheep</i>	20
	Chevaux et poneys	<i>Horse</i>	0,042
	Bisons		
	Lapins		
	Visons		
	Renards		
	Sangliers		
	Chevreuils		
	Élans (wapitis)		
	Lamas et alpagas		

Annexe C : Description des fichiers d'entrée et de sortie du modèle

apportcoliforme.out (fichier de sortie)

Apport en coliforme calculé par *TransPath* pour chacune des USS à chaque jour de simulation.

Pour chaque jour de simulation;

 Pour chaque USS;

 [Année] <esp> [Jour] <esp> [ID_USS] <esp> [ApportColiforme]

Année;

Année de simulation (4 car.)

Jour;

Jour de simulation [jour julien] (3 car.)

ID_USS;

Identifiant de l'USS (Unité Spatiale de Simulation) (7 car.)

ApportColiforme;

Apport en coliforme pour l'USS [UFC] (35 car.)

erosion.out

Sédiment au sol. Ce fichier est généré par le modèle d'érosion.

Pour chaque jour de simulation;

 Pour chaque USS;

 Pour les occupations 2, 3, 4 et 7 de l'USS;

 [JourDeSimul] [JourDansLAnnee] [ID_USS] [ID_Occup] [Sediments]

JourDeSimul;

Index du jour de simulation (10 car.) (ex: la 2ieme année, le 1er jour = 366)

JourDansLAnnee;

Jour de simulation [jour julien] (10 car.)

ID_USS;

Identifiant de l'USS (Unité Spatiale de Simulation) (10 car.)

ID_Occup;

Identifiant de l'occupation du sol (10 car.)

Sediments;

Production de sédiments au sol [tonnes] (15 car.)

especes.dat

Informations concernant les espèces animales; UA et coliformes produit par UA pour le fumier et le lisier pour chacun des USS.

Pour chaque USS;

 Pour chaque espèce animale;

 [ID_USS] [ID_Espece] [CheptelUA] [ApportColifFumUA]

 [ApportColifFumPaturageUA]...

 ...[ApportColifLisUA] [ApportColifLisPaturageUA]

ID_USS;

Identifiant de l'USS (6 car.)

ID_Espece;	Identifiant de l'espèce animale (valeur 1 à 4) (3 car.) (selon table DetailCheptel_moyenne)
CheptelUA;	Cheptel pour l'USS [UA] (12 car.) (table DonneesCheptel)
ApportColifFumUA;	Coliformes produits par UA pour le fumier pour cette USS (15 car.) (table ApportColifUSS) [UFC]
ApportColifFumPaturageUA;	Coliformes produits par UA en pâturage pour le fumier pour cette USS (15 car.) (table ApportColifPaturageUSS) [UFC]
ApportColifLisUA;	Coliformes produits par UA pour le lisier pour cette USS (15 car.) (table ApportColifUSS) [UFC]
ApportColifLisPaturageUA;	Coliformes produits par UA en pâturage pour le lisier pour cette USS (15 car.) (table ApportColifPaturageUSS) [UFC]

intervallepaturage.out

Contient, pour chacun des USS, l'intervalle dans l'année (date de début et date de fin) où il peut y avoir des animaux en pâturages. Ce fichier est généré par le module *Dates* du modèle *POPES*.

Pour chaque année de simulation;

Pour chaque USS;

[Année] [ID_USS] [JourDébut] [JourFin]

Année;	Année de simulation (4 car.)
ID_USS;	Identifiant de l'USS (7 car.)
JourDébut;	Premier jour de l'année où il peut y avoir du pâturage [jour julien] (4 car.) (condition; neige = 0 et température de la première couche de sol > 5°C) (Dates::jourdeb)
JourFin;	Dernier jour de l'année où il peut y avoir du pâturage [jour julien] (4 car.) (premier jour de gel moins 1) (Dates::JourZeroDegree - 1)

journalier.dat

Contient les données d'entrée journalière pour chacune des USS.

Pour chaque jour de simulation;

Pour chaque USS;

[Année] [Jour] [ID_USS] [C1TEau] [QSurface] [TAir] [TSol]

Année;	Année de simulation (4 car.)
Jour;	Jour de simulation [jour julien] (4 car.)
ID_USS;	Identifiant de l'USS (7 car.)
C1TEau;	Teneur en eau de la couche de sol #1 [m ³ /m ³] (9 car.) (DonneesSimuleHydroU)
QSurface;	Écoulement de surface [m ³ /s] (9 car.) (DonneesSimuleHydroU)
TAir;	Température moyenne de l'air [°C] (6 car.) (DonneesSimuleHydroU)

NbEspeceAnimale;	Nombre d'espèces animales à considérer.
NbUSSAgricole;	Nombre d'USS agricoles dans le bassin.
NbOccAgricole;	Nombre de classe d'occupations agricoles à considérer.
IndiceOccPaturage;	Indice (Zero-based index) de l'occupation 'Pâturage'.
Const1CalculFosse;	Constante #1 servant au calcul de la quantité initiale de coliformes à la fosse.
Const2CalculFosse;	Constante #2 servant au calcul de la quantité initiale de coliformes à la fosse.
FacteurHypo;	Paramètre de calage permettant d'ajuster le transport hypodermique (valeur entre 0 et 0.1).
K;	Coefficient de partitionnement [UFC dans les particules de sol / UFC en solution dans l'eau du sol].
K_FF;	Constante de mortalité des coliformes dans le fumier à la fosse [/j].
K_FL;	Constante de mortalité des coliformes dans le lisier à la fosse [/j].
SeuilC1TEau;	Teneur en eau minimale de la couche de sol #1 (pour le calcul du partitionnement) [m ³ /m ³].
K1_PaturageFum;	Constante de mortalité de base des coliformes dans le fumier au pâturage [/j].
K1_PaturageLis;	Constante de mortalité de base (à 20°C) des coliformes dans le lisier au pâturage [/j].
K1_EpandageFum;	Constante de mortalité de base (à 20°C) des coliformes dans le fumier épandu [/j].
K1_EpandageLis;	Constante de mortalité de base (à 20°C) des coliformes dans le lisier épandu [/j].
K_PH_PaturageFum;	Coefficient de mortalité lié au pH du fumier au pâturage [/j].
K_PH_PaturageLis;	Coefficient de mortalité lié au pH du lisier au pâturage [/j].
K_PH_EpandageFum;	Coefficient de mortalité lié au pH du fumier épandu [/j].
K_PH_EpandageLis;	Coefficient de mortalité lié au pH du lisier épandu [/j].
FacteurMensuelPaturage01;	Facteur mensuel pour le pâturage (janvier).
FacteurMensuelPaturage02;	Facteur mensuel pour le paturage (février).
FacteurMensuelPaturage03;	Facteur mensuel pour le pâturage (mars).
FacteurMensuelPaturage04;	Facteur mensuel pour le pâturage (avril).
FacteurMensuelPaturage05;	Facteur mensuel pour le pâturage (mai).
FacteurMensuelPaturage06;	Facteur mensuel pour le pâturage (juin).
FacteurMensuelPaturage07;	Facteur mensuel pour le pâturage (juillet).
FacteurMensuelPaturage08;	Facteur mensuel pour le pâturage (août).
FacteurMensuelPaturage09;	Facteur mensuel pour le pâturage (septembre).
FacteurMensuelPaturage10;	Facteur mensuel pour le pâturage (octobre).
FacteurMensuelPaturage11;	Facteur mensuel pour le pâturage (novembre).
FacteurMensuelPaturage12;	Facteur mensuel pour le pâturage (décembre).

ussagricole.dat

Contient les données se rapportant aux occupations agricoles des USS.

Pour chaque occupation agricole de chaque USS;

[ID_USS] [ID_Occ] [SuperficieAgricoleUSS] [SuperficieOcc] [ModeEpanFum]
[ModeEpanLis] [DensAppC1]

Si l'occupation en cours est l'occupation Pâturage (2), on ajoute la colonne
[AccesDirectPaturage]

ID_USS;	Identifiant de l'USS (7 car.)
ID_Occ;	Identifiant de l'occupation du sol (3 car.)
SuperficieAgricoleUSS;	Superficie totale des occupations agricoles de l'USS [ha] (14 car.) (table OccupationSol)
SuperficieOcc;	Superficie de l'occupation agricole en cours [ha] (14 car.) (table OccupationSol)
ModeEpanFum;	Code du mode d'épandage pour le fumier (3 car.) (table DonneesEngraisCouches)
ModeEpanLis;	Code du mode d'épandage pour le lisier (3 car.) (table DonneesEngraisCouches)
DensAppC1;	Densité apparente de la couche de sol #1 pour l'USS [g/cm ³] (9 car.) (une valeur par occ. mais c'est la même pour tout l'USS. Provient de la table PhysicoChimiqueUSSOccup et ScenarioPhysicoChimiqueUSSOccup).
AccesDirectPaturage;	Proportion des animaux en pâturage ayant un accès direct au cours d'eau (6 car.) (table DonneesEngraisCouches).

Annexe D : Proportion d'UA ayant accès au pâturage d'après les données du MAPAQ-Estrie

Tableau annexe 3. Proportion d'UA ayant accès au pâturage d'après les données du MAPAQ-Estrie.

Municipalité	Proportion d'UA au pâturage (%)
<i>Catégories de production</i>	
Audet (30055)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	85,01
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Frontenac (30025)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
Lac-Drolet (30080)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	75,42
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Marston (30035)	
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Nantes (30045)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Notre-Dame-des-Bois (30010)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
Piopolis (30020)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Saint-Augustin-de-Woburn (30005)	
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
<i>Chevaux</i>	100,00
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Sainte-Cécile-de-Whitton (30050)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	80,22
Saint-Ludger (30072)	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	75,41
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Saint-Robert-Bellarmin (30070)	

<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	100,00
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00
Moyennes appliquées aux autres municipalités	
<i>Bovins de boucherie</i>	100,00
<i>Bovins laitiers</i>	91,61
<i>Chevaux ovins caprins</i>	100,00

Annexe E : Description des tables de la base de données bdPathogenes utilisées pour initialiser les tables de TransPath

ApportPaturageMunicip

Contient les apports en coliforme pour le fumier et le lisier provenant du pâturage pour chacune des sous-espèces animales et chacune des municipalités.

IDMunicip	Identifiant de la municipalité.
IDSousEspece	Identifiant de la sous-espèce animale.
ApportPaturage	Proportion d'animaux en pâturage pour la sous-espèce.

ApportPaturageMunicip_import

Table utilisé afin d'importer à partir d'un fichier ASCII les données pour la table ApportPaturageMunicip.

CheptelDetailMunicip

Contient le détail du cheptel par sous espèces pour chacune des municipalités.

IDMunicip	Identifiant de la municipalité.
IDSousEspece	Identifiant de la sous-espèce animale.
UA	Nombre d'unité animale pour la sous-espèce.
UATotalEspece	Total UA pour l'espèce dont fait partie la sous-espèce.

CheptelDetailMunicip_import

Table utilisée afin d'importer à partir d'un fichier ASCII les données pour la table CheptelDetailMunicip.

CheptelDetailUSS

Données de la table CheptelDetailMunicip désagrégé à l'échelle des USS.

Espece

Contient les différentes espèces animales ainsi que les proportions de fumier et de lisier pour chacune d'entre elles.

IDEspece	Identifiant de l'espèce animale.
Nom	Nom de l'espèce animale.
ProportionFum	Provient de la table DetailCheptel_moyenne (Moyenne_Fumier / (Moyenne_Fumier + Moyenne_Lisier)).
ProportionLis	Provient de la table DetailCheptel_moyenne (Moyenne_Lisier / (Moyenne_Lisier + Moyenne_Fumier)).

SousEspece

Contient les différentes sous-espèces pour les espèces ainsi que les coliformes produits par celles-ci.

IDSousEspece	Identifiant de la sous-espèce animale.
Nom	Nom de la sous-espèce animale.
IDEspece	Identifiant de l'espèce animale à laquelle appartient la sous-espèce.
ColiformeProduit	Nombre de coliformes produits par sous-espèce [UFC / UA /jour].

Annexe F : Algorithmes pour l'initialisation des tables de la base de données utilisées par le modèle

Algorithme CGIBSIUtil2Dlg::InitCheptelDetailUSS()

Cet algorithme désagrège les données de la table *CheptelDetailMunicip* à l'échelle des USS en tenant compte du critère des proportions des superficies agricoles. Les nouvelles données sont sauvegardées dans la table *CheptelDetailUSS*. Les tables d'entrée sont les suivantes; *SousEspece*, *OccupationSol*, *CheptelDetailMunicip*.

Extrait tous les USS agricoles de la table *OccupationSol*

POUR chaque USS agricole

Obtient toutes les municipalités touchées par l'USS considérée (table *OccupationSol*) (clé IDMunicip & IDUSS)

$TUA \leftarrow TUA_{TotalEspece} \leftarrow 0$

POUR chaque municipalité (touchée par l'USS, obtenue précédemment) (clé IDMunicip & IDUSS)

$surfaceAgriUSSDansMunicip \leftarrow$ superficie agricole de la municipalité [ha] considérée faisant partie de l'USS considérée (superficie de l'intersection USS/Municip) (table *OccupationSol*)

$surfaceAgriTotaleMunicip \leftarrow$ superficie agricole totale [ha] de la municipalité considérée (table *OccupationSol*)

POUR chaque SousEspece

$IDSousEspece, UAMunicip \& UATotalEspeceMunicip \leftarrow$ *CheptelDetailMunicip* (enregistrements correspondant à la municipalité considérée)

$TUA(IDSousEspece) \leftarrow TUA(IDSousEspece) + ((UAMunicip * surfaceAgriUSSDansMunicip) / surfaceAgriTotaleMunicip)$

$TUATotalEspece(IDSousEspece) \leftarrow TUATotalEspece(IDSousEspece) + ((UATotalEspeceMunicip * surfaceAgriUSSDansMunicip) / surfaceAgriTotaleMunicip)$

FIN POUR

FIN POUR

POUR chaque SousEspece

Ajouté à la table *CheptelDetailUSS*; IDUSS, IDSousEspece,
TUA(IDSousEspece), TUATotalEspece(IDSousEspece)

FIN POUR

FIN POUR

Algorithme CGIBSIUtil2DIg::InitApportColifUSS()

Cet algorithme initialise la table *ApportColifUSS* à partir des tables *CheptelDetailUSS*, *Espece* et *SousEspece*.

POUR chaque SousEspece //extrait les coliformes produits par sous-espèce
IDEspeceSE(IDSousEspece) & ColiformeProduitSE(IDSousEspece) ← table
SousEspece

FIN POUR

POUR chaque Espèce //extrait les proportions pour le fumier et pour le lisier par
espèce
ProportionFum(IDEspece) ← table *Espece*
ProportionLis(IDEspece) ← table *Espece*

FIN POUR

IDUSS ← table *CheptelDetailUSS*

POUR chaque enregistrement de la table *CheptelDetailUSS* (clé IDUSS, IDSousEspece)

IDUSSEnCours ← IDUSS
TColifParUAEspece() ← UATotalTemp() ← 0

TANT QUE (IDUSS = IDUSSEnCours)

IDSousEspece & UA ← *CheptelDetailUSS*
IDEspece ← IDEspeceSE(IDSousEspece)
TColifParUAEspece(IDEspece) ← TColifParUAEspece(IDEspece) + (UA *
ColiformeProduitSE(IDSousEspece))
UATotalTemp(IDEspece) ← UATotalTemp(IDEspece) + UA (voir note)

```

SI (Fin du recordset)
    On sort du tant que
SINON
    IDUSS ← CheptelDetailUSS
FIN SI

```

FIN TANT QUE

POUR chaque Espece

```

SI (UATotalTemp(IDEspece) <> 0)
    TColifParUAEspece(IDEspece) ← (TColifParUAEspece(IDEspece) /
    UATotalTemp(IDEspece))
FIN SI

```

```

Ajoute dans la table ApportColifUSS; IDUSS, IDEspece,
TColifParUAEspece(IDEspece) * TProportionFumEspece(IDEspece),
TColifParUAEspece(IDEspece) * TProportionLisEspece(IDEspece)

```

FIN POUR

FIN POUR

Note: Pour l'espèce 'Autres', les deux sous-espèces ('Moutons' et 'Chevaux') ne constituent pas la totalité de cette espèce. Puisqu'on veut obtenir un nombre caractéristique de coliforme par unité animale à partir de ces deux sous-espèces, il faut effectuer une division par la somme des unités animales de ces deux sous-espèces plutôt que par le nombre total d'unités animales de l'espèce 'Autres' provenant de la table *CheptelDetailUSS*.

Algorithme CGIBSIUtil2Dlg::InitApportColifPaturageUSS()

Cet algorithme initialise la table *ApportColifPaturageUSS* à partir des tables *ApportPaturageMunicip*, *Espece*, *SousEspece*, *OccupationSol*, *CheptelDetailUSS*, *ApportColifUSS*

POUR chaque SousEspece

```

    IDEspeceSE(IDSousEspece) ← table SousEspece

```

FIN POUR

Obtient toutes les USS agricoles de la table *OccupationSol*

POUR chaque USS agricole

```

TApportUSS_SE() ← 0
surfaceAgriTotaleUSS ← superficie agricole totale [ha] de l'USS en cours (table
OccupationSol)

```

Obtient toutes les municipalités touchées par l'USS en cours (table *OccupationSol*)
(clé *IDMunicip* & *IDUSS*)

POUR chaque municipalité (touchée par l'USS, obtenue précédemment) (clé
IDMunicip & *IDUSS*)

$surfaceAgriUSSDansMunicip \leftarrow$ superficie agricole de la municipalité [ha] en
cours faisant partie de l'USS en cours (superficie de l'intersection
USS/Municip) (table *OccupationSol*)

POUR chaque SousEspece

$ApportPaturageMuni(IDSousEspece) \leftarrow$ table *ApportPaturageMunicip*
(enregistrements correspondant à la municipalité en cours)

$TApportUSS_SE(IDSousEspece) \leftarrow$
 $TApportUSS_SE(IDSousEspece) +$
 $((ApportPaturageMuni(IDSousEspece) * surfaceAgriUSSDansMunicip) / surfaceAgriTotaleUSS)$

FIN POUR

FIN POUR

$TApportTotal_E() \leftarrow TUATotal_E() \leftarrow 0$

POUR chaque SousEspece

$TdValUAUSS_SE(IDSousEspece) \leftarrow$ table *ChepteIDetailUSS* (enregistrements
correspondant à l'USS en cours)

$IDEspece \leftarrow IDEspeceSE(IDSousEspece)$

$TApportTotal_E(IDEspece) \leftarrow TApportTotal_E(IDEspece) +$

$TdValUAUSS_SE(IDSousEspece) * TApportUSS_SE(IDSousEspece)$

$TUATotal_E(IDEspece) \leftarrow TUATotal_E(IDEspece) +$

$TdValUAUSS_SE(IDSousEspece)$

FIN POUR

POUR chaque Espèce

SI $(TUATotal_E(IDEspece) <> 0)$

$TApportTotal_E(IDEspece) \leftarrow TApportTotal_E(IDEspece) /$
 $TUATotal_E(IDEspece)$

FIN SI

$dColifFum \& dColifLis \leftarrow$ table *ApportColifUSS* (enregistrements
correspondant à l'USS en cours)

$TResFumier_E(IDEspece) \leftarrow TApportTotal_E(IDEspece) * dColifFum$

$TResLisier_E(IDEspece) \leftarrow TApportTotal_E(IDEspece) * dColifLis$

Ajoute dans la table *ApportColifPaturageUSS*; IDUSS, IDEspece,
TResFumier_E(IDEspecce), TResLisier_E(IDEspecce)

FIN POUR

FIN POUR

Annexe G : Description des tables de la base de données de GIBSI utilisées par TransPath

ApportColifPaturageUSS

Contient les apports en coliforme pour le fumier et le lisier provenant du pâturage pour chacune des espèces animales et chacune des USS.

IDUSS	Identifiant de l'USS.
IDEspece	Identifiant de l'espèce animale.
ApportPaturageFumier	Apport en coliformes du fumier du pâturage (UFC).
ApportPaturageLisier	Apport en coliformes du lisier du pâturage (UFC).

ApportColifUSS

Contient les apports en coliforme pour le fumier et le lisier pour chacune des espèces animales et chacune des USS.

IDUSS	Identifiant de l'USS.
IDEspece	Identifiant de l'espèce animale.
ColiformeUAFumier	Nombre de coliforme par UA pour le fumier pour l'espèce pour l'USS (par jour).
ColiformeUALisier	Nombre de coliforme par UA pour le lisier pour l'espèce pour l'USS (par jour).

CouchesBassinsTransPath

NbEspeceAnimale	Nombre d'espèces animales à considérer.
NbUSSAgricole	Nombre d'USS agricole totale sur le bassin.
NbOccAgricole	Nombre de classe d'occupation agricole.
IndiceOccPaturage	Indice ('zero-based index') de l'occupation 'Pâturage'.
Const1CalculFosse	Constante #1 servant au calcul de la quantité initiale de coliformes à la fosse.
Const2CalculFosse	Constante #2 servant au calcul de la quantité initiale de coliformes à la fosse.
FacteurHypo	Paramètre de calage pour ajuster le transport hypodermique.
K	Coefficient de partitionnement [CFU dans les particules de sol / CFU en solution dans l'eau du sol].
K_FF	Constante de mortalité des coliformes dans le fumier à la fosse [/j].
K_FL	Constante de mortalité des coliformes dans le lisier à la fosse [/j].
SeuilC1TEau	Teneur en eau minimale de la couche de sol #1 (pour le calcul du partitionnement)[m ³ /m ³].
K1_PaturageFum	Constante de mortalité de base des coliformes dans le fumier au pâturage [/j].

K1_PaturageLis	Constante de mortalité de base des coliformes dans le lisier au pâturage [/j].
K1_EpandageFum	Constante de mortalité de base des coliformes dans le fumier épandu [/j].
K1_EpandageLis	Constante de mortalité de base des coliformes dans le lisier épandu [/j].
K_PH_PaturageFum	Coefficient de mortalité lié au pH du fumier au pâturage [/j].
K_PH_PaturageLis	Coefficient de mortalité lié au pH du lisier au pâturage [/j].
K_PH_EpandageFum	Coefficient de mortalité lié au pH du fumier épandu [/j].
K_PH_EpandageLis	Coefficient de mortalité lié au pH du lisier épandu [/j].
FacteurMensuelPaturage01	Facteur mensuel de pâturage (janvier).
FacteurMensuelPaturage02	Facteur mensuel de pâturage (février).
FacteurMensuelPaturage03	Facteur mensuel de pâturage (mars).
FacteurMensuelPaturage04	Facteur mensuel de pâturage (avril).
FacteurMensuelPaturage05	Facteur mensuel de pâturage (mai).
FacteurMensuelPaturage06	Facteur mensuel de pâturage (juin).
FacteurMensuelPaturage07	Facteur mensuel de pâturage (juillet).
FacteurMensuelPaturage08	Facteur mensuel de pâturage (août).
FacteurMensuelPaturage09	Facteur mensuel de pâturage (septembre).
FacteurMensuelPaturage10	Facteur mensuel de pâturage (octobre).
FacteurMensuelPaturage11	Facteur mensuel de pâturage (novembre).
FacteurMensuelPaturage12	Facteur mensuel de pâturage (décembre).

DonneesSimuleTransPath

ID_Simulation	Identifiant de la simulation
ID_USS	Identifiant de l'USS
Date	Date
ApportColif	Apport en coliforme pour l'USS