HYDREAU-BETAIL

Méthodologie

Daniel CLUIS
Professeur
INRS-Eau

Rapport final

15 novembre 1993

TABLE DES MATIERES

Page

Table des matières i
Liste des figures iii
Liste des tableaux iv

1. INTRODUCTION 1

2. LE MODELE EN GENERAL 2

2.1 Historique 2
2.2 Vue générale 3
2.2.1 Structure 3
2.2.2 Langage informatique 3
2.3 Concepts utilisés dans HYDREAU-BETAIL 5
2.3.1 Calculs saisonniers 5
2.3.2 Bassin versant local 5
2.3.3 Précipitations 8
2.3.4 Ruissellement 8
2.3.5 Indicateurs de pollution 9
2.3.6 Unités animales équivalentes (UA) 10
2.3.7 Densité et couverture en fumier 12
2.3.8 Concentration des polluants à la source 12
2.3.9 Atténuation de la charge au phosphore par le filtrage végétal 14
2.3.10 Atténuation de la charge en bactéries par le filtre végétal 15

3. LE MODELE EN DETAIL 18

3.1 Algorithme de ruissellement des cours d'exercice (programme COUR) 18
3.1.1 Le modèles de phosphore et d'azote 19
3.1.2 Le modèle bactérien 20

Page

3.2 Algorithme de tas de fumier (programme GROTAS) 24
3.2.1 Les modèles de phosphore et d'azote 27
3.2.2 Le modèle bactérien 28
3.3 Algorithme de l'accès au ruisseau (programme ACCES) 30
3.1.1 Les modèles de phosphore et d'azote 30
3.2.2 Le modèle bactérien 31
3.4 Algorithme des eaux usées de laiteries (programme MEUH) 34
3.4.1 Les modèles de phosphore et d'azote 34
3.4.2 Le modèle bactérien 36
3.5 Algorithme du stockage du lisier de porc (programme PORC) 37
3.6 Algorithme de l'épandage (programme EPAN) 39
3.7 Algorithme de l'érosion des sols 40

4. SYNTHESE (PROGRAMME BILAN.EXE) 48

5. LIMITATIONS DU MODELE 48

6. CONCLUSION 50

7. REFERENCES 50

LISTE DES FIGURES

Page

FIGURE 1 Organigramme général 4

FIGURE 2 Bassin typique à proximité d'une installation d'élevage 7

FIGURE 3 Concentration du phosphore dans le ruissellement de la cour d'exercices fonction de la couche de fumier 13

FIGURE 4 Concentration des bactéries dans le ruissellement de la cour d'exercices fonction de la couche de fumier 13

FIGURE 5 Cycle d'accumulation du tas de fumier 26

FIGURE 6 Relation entre le taux d'exportation du sol érodé et la superficie du bassin versant considéré 47

LISTE DES TABLEAUX

Page

TABLEAU 1 Nombre moyen d'événements 9

TABLEAU 2 Nombre d'animaux équivalents (UA) 11

TABLEAU 3 Valeurs de la constante de condition de surface c selon les types de couverture végétal 16

TABLEAU 4 Valeurs moyennes saisonnières des coefficients K_I, K_T et K_M (Sud de l'Ontario) 23

TABLEAU 5 Facteurs d'accès au cours d'eau (gamme de 0 à 1) 32

TABLEAU 6 Facteurs de localisation des accès (gamme de 1.0 à 1.6) 33

TABLEAU 7 Facteurs d'ombrage (gamme de 1.0 à 1.6) 33

TABLEAU 8 Utilisation de l'eau selon les systèmes de traite 35

TABLEAU 9 Délimitation des saisons dans l'évaluation des charges agricoles 42

TABLEAU 10 Répartition saisonnière du facteur d'érosivité des précipitations totales 43

TABLEAU 11 Indices d'érodabilité des classes de sol 44

TABLEAU 12 Indices LS pour les diverses classes d'inclinaison de pente 44

TABLEAU 13 Distribution saisonnière des facteurs C 45

Page

TABLEAU 14 Distribution saisonnière du taux d'exportation du sol érodé 46

1. INTRODUCTION

Ce projet vise à l'évaluation des contributions ponctuelles et diffuses des activités agricoles, secteur qui reste à ce jour très imprécis.

La possibilité de quantifier ou de simuler les effets de pratiques agricoles meilleures sur la qualité des cours d'eau en ce qui concerne la régie des fumiers et des élevages bovins laitiers est bénéfique de deux façons: d'abord les charges prédites ou estimées de la pollution découlant de diverses opérations à la ferme peuvent être utilisées comme références pour cibler les fermes dont les opérations nécessiteront l'application de meilleures pratiques; ainsi différentes pratiques correctrices pourront être comparées pour déterminer leurs efficacités relatives à réduire le potentiel de pollution de chaque élevage individuel avant l'application réelle de mesures sur le terrain; ceci peut aider à la fois l'éleveur et les gestionnaires dans le choix de la méthode la plus rentable en termes de coûts pour contrôler la pollution. Ensuite, les charges de pollution estimées peuvent être utilisées à une échelle bien plus globale pour aider les gestionnaires en région à évaluer l'efficacité générale de programmes du type de celui du contrôle des fumiers quand ceux-ci seront testés sur des bassins pilotes.

Ce rapport présente le développement d'un logiciel d'ordinateur appelé "HYDREAU-BETAIL", capable d'estimer les importances relatives des diverses contributions de diverses activités reliées aux élevages intensifs, dans la mesure où ces opérations affectent à court terme la qualité des eaux de surface à l'intérieur d'un bassin versant.

Dans son état actuel, le logiciel s'adresse aux sources suivantes de pollution que l'on retrouve dans les opérations des éleveurs bovins du Québec:

1- les charges en phosphore et en azote vers les eaux de surface issues des cours d'exercice;

2- les charges en phosphore et en azote vers les eaux de surface issues des tas de fumiers solides;

3- les charges en phosphore et en azote vers les eaux de surface résultant de l'accès du bétail aux cours d'eau;

4- les charges en phosphore et en azote vers les eaux de surface originant des opérations de laiteries;

5- les charges en phosphore et en azote vers les eaux de surface résultant d'une sous-capacité de stokage de fumier dans le cas des élevages de porcs;

6- les charges en phosphore issues de l'épandage;

7- les charges en phosphore émises vers les eaux de surface provenant de l'érosion.

La structure du programme et sa logique sont présentées de même qu'une vue générale des diverses opérations mathématiques et des hypothèses sous-jacentes utilisées pour développer le code algorithme. L'explication des différentes valeurs de défaut, et de leur mode d'obtention sont aussi présentés quand nécessaire. Enfin les limitations du programme, la façon de l'utiliser et l'interprétation que l'on peut faire des résultats sont aussi présentées.

La structure du code permet une modification du programme pour l'adapter à des conditions régionales (météorologie, ruissellement, etc.), toutefois ces modifications ne doivent s'effectuer qu'avec prudence une fois la logique du programme bien assimilée.

2. LE MODELE EN GENERAL

2.1 Historique

Le logiciel décrit dans ce rapport est issu d'un travail (six programmes) réalisé par le Service de Conservation des Sols (USDA, Winooski, Vermont). Ce logiciel a été modifié en 1988 par la firme Ecologistics Ltd. pour le compte du Ministère Ontarien de l'Environnement; ces modifications ont introduit un module (ACCESS) évaluant l'impact de l'accès du bétail aux ruisseaux à l'intérieur des pâturages; de plus les charges en

contaminations bactériennes ont été modélisées dans chacun des modules. Nous sommes partis de ces travaux à partir desquels nous allons réaliser une adaptation aux conditions pédologiques et climatiques québécoises; cette adaptation sera ultérieurement calibrée par des mesures in situ.

2.2 Vue générale

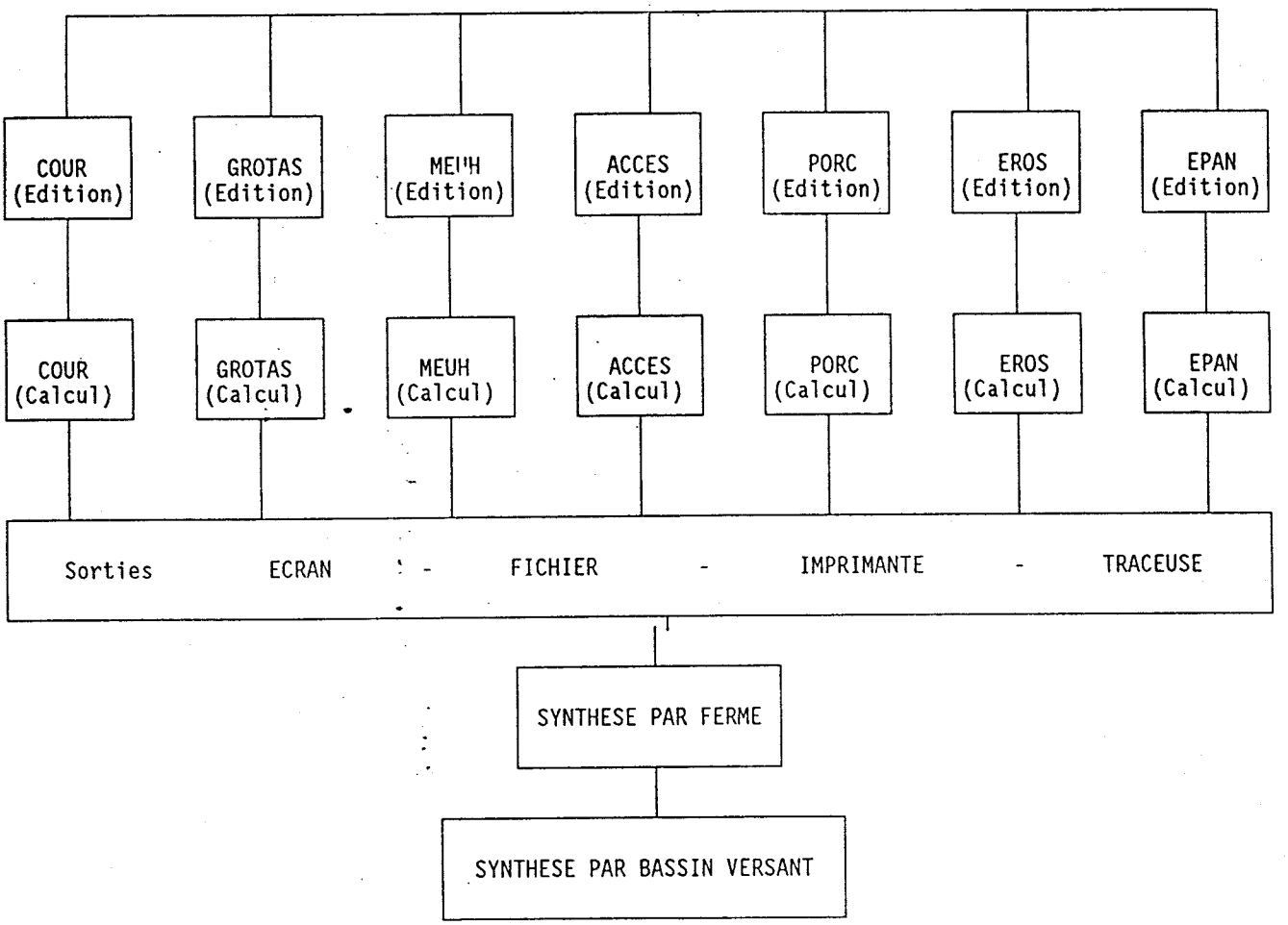
2.2.1 Structure

HYDREAU-BETAIL est divisé en deux groupes de modules; le premier est destiné à aider l'utilisateur à préparer les fichiers de données d'entrée nécessaires à exécuter le deuxième groupe de modules qui manipulent les données fournies pour produire les résultats, à l'écran, sur fichier, sur imprimante et sur traceuse de courbes. Un organigramme général du programme est présenté à la figure 1.

2.2.2 Langage informatique

L'ensemble du logiciel sera programmé en C++ (Borland) sous OS2/2 en utilisant des librairies utilitaires pour l'entrée des données et les périphériques graphiques (C++ Views).

FIGURE 1 Organigramme général.



2.3 Concepts utilisés dans HYDREAU-BETAIL

2.3.1 Calculs saisonniers

Toutes les sous-routines du logiciel effectuent des calculs sur une base saisonnière. Chaque saison comprend 90 jours répartis selon les dates de calendrier suivantes:

- hiver : 15 décembre au 14 mars;
- printemps : 15 mars au 14 juin;
- été : 15 juin au 14 septembre;
- automne : 15 septembre au 14 décembre.

Cette division saisonnière a été choisie pour plusieurs raisons; d'abord chaque saison a des caractéristiques climatiques bien différenciées et ensuite les activités agricoles suivent une cyclicité saisonnière. Les données d'entrée doivent être fournies sur une base saisonnière et c'est à cette échelle de temps que les calculs ont lieu. Les résultats sont produits sous forme de valeurs saisonnières et de totaux annuels.

2.3.2 Bassin versant local

Pour évaluer à la fois la qualité et la quantité des ruissellements résultant des opérations d'élevage, il est nécessaire d'estimer la surface sur laquelle le ruissellement est généré. Young et al. (1982) ont développé la méthodologie utilisée et améliorée dans les modèles du Vermont. La figure 2 illustre la façon dont un bassin versant entourant un élevage typique peut être subdivisé. Les surfaces entourant une cour d'exercice dont le ruissellement pénètre la cour ou entre en contact avec le tas de fumier sont appelées des tributaires. On peut introduire jusqu'à trois tributaires, sur la base du type de sols, du type de cultures et d'autres considérations hydrologiques. Le toit de l'étable, dans bien des cas, peut être considéré comme une surface contribuant au ruissellement pour la cour d'exercice ou le tas de fumier. Cette surface est toujours traitée à part des autres tributaires à cause de son haut potentiel de ruissellement (CN = 100).

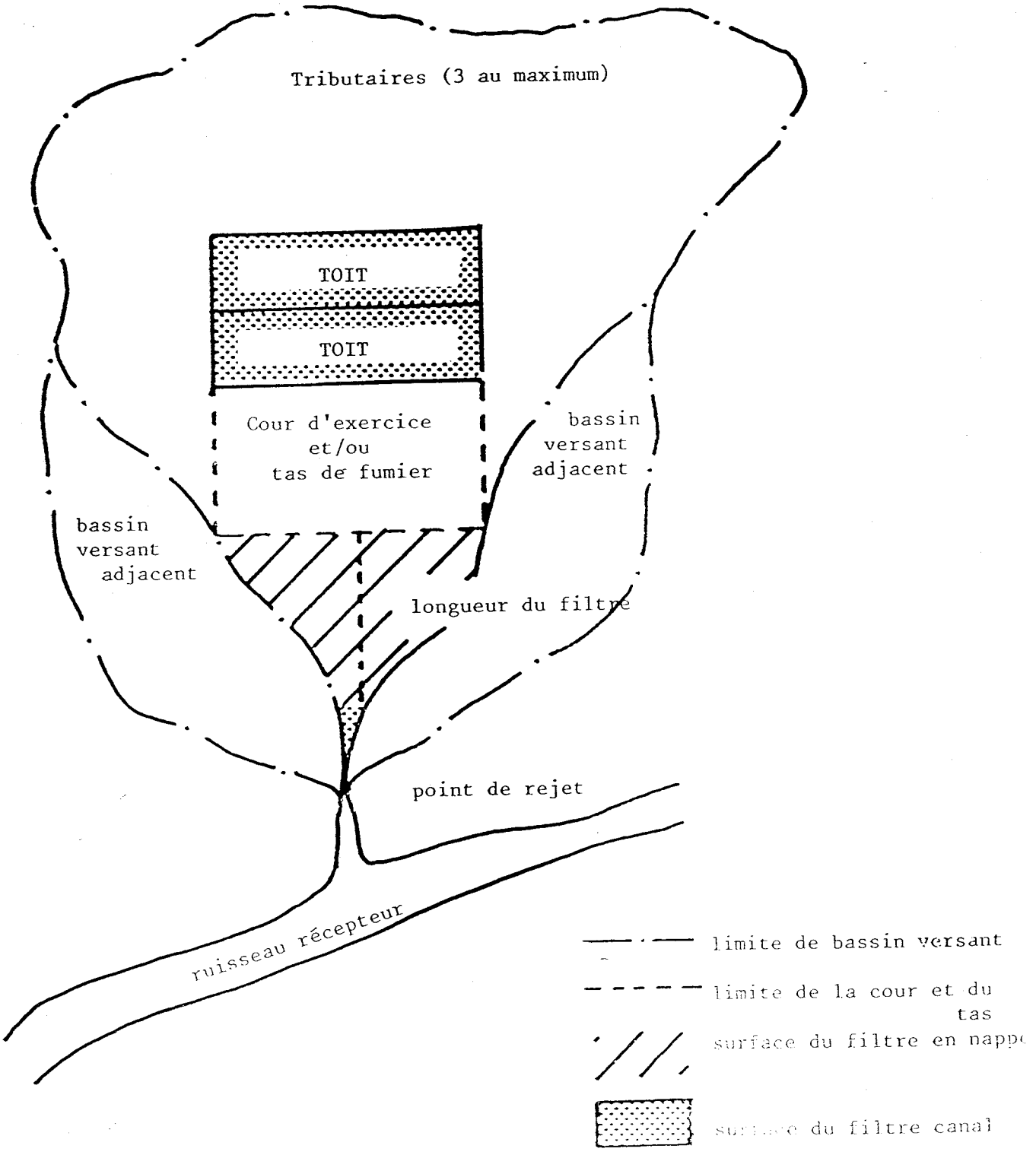
Les autres bassins versants adjacents montrés à la figure 2 ne nécessitent pas d'être précisés pour opérer le programme HYDREAU-BETAIL. Ces surfaces diluent le ruissellement contaminé avant son entrée dans le ruisseau exutoire; elles n'ont pas d'influence sur la charge totale exportée, mais affectent les "concentrations typiques" produites.

La cour d'exercice est définie comme un enclos destiné à l'alimentation, la reproduction et l'élevage d'animaux. Elle est établie comme une surface réduite dans laquelle le fumier peut s'accumuler et où la densité des animaux empêche le maintien d'une couverture végétale. Cela inclut selon Young et al. (1982) les cours de volailles, mais exclut les pâturages. La zone du tas de fumier est traitée de manière similaire: la surface de la base du tas est appelée la surface du tas.

La zone du filtre en nappe est située immédiatement à l'aval de la cour d'exercices ou du tas de fumier; c'est une partie du bassin versant qui cause la majeure partie de l'atténuation des polluants dans les eaux de ruissellement car ces eaux s'écoulent de façon uniforme par dessus la végétation de la zone filtre.

L'écoulement concentré des eaux de ruissellement a lieu dans la zone du filtre en canal où l'atténuation des polluants est moins importante jusqu'à ce que cette eau soit interceptée par le ruisseau récepteur. Le point d'interception par le ruisseau est défini comme le point le plus proche de la ferme où tout l'écoulement a lieu dans un canal et où il n'y a plus d'atténuation efficace des polluants par la végétation; ce point peut être l'entrée d'un bassin de réception, le début d'un fossé de drainage, la grille d'une tuyauterie ou le niveau de la limite des hautes eaux d'un ruisseau permanent ou intermittent, d'un lac ou d'un marécage; cela peut aussi être un point plus rapproché de la cour d'exercice où l'écoulement en nappe contenant le ruissellement contaminé par les animaux s'arrête; par exemple un point où le ruissellement atteint une zone sèche ou un large fossé (Young et al. 1982).

FIGURE 2 Bassin typique à proximité d'une installation d'élevage.



2.3.3 Précipitations

L'estimation du ruissellement nécessite la connaissance à priori des caractéristiques des précipitations humides associés aux bassins versants traités. HYDREAU-BETAIL lit ces informations dans un fichier externe appelé METEO.DEF qui contient l'information saisonnière sur la fréquence des évènements de précipitations de différentes classes pour une année moyenne. Le tableau 1 présente cette information pour la station de LENNOXVILLE (Québec). Ces données constituent les valeurs moyennes obtenues à partir de l'ensemble des données disponibles.

2.3.4 Ruissellement

Comme dans les modèles du Vermont, HYDREAU-BETAIL estime la hauteur du ruissellement de surface provenant des cours d'exercice et des bassins versants des tributaires en appliquant la méthode des coefficients de ruissellement développée par le Service de Conservation des Sols (SCS). Dans cette approche, les caractéristiques des bassins versants, de la cour d'exercice et de la zone du tas de fumier sont représentées par la sélection de coefficients de ruissellement appropriés (voir figure 2). Ce coefficient tient compte de la couverture végétale, du type de sol et des conditions d'humidité antécédente; tous ces éléments ont un effet sur la quantité de ruissellement que l'on peut attendre de chaque zone.

Pour calculer une évaluation du ruissellement total moyen d'une saison, un fichier externe de données RUISS.DEF a été créé; ce fichier contient des vecteurs "DEPTH" pour les conditions moyennes d'humidité antécédente et des vecteurs "NADJ3" pour les conditions d'humidité antécédente humides. Ces vecteurs ont été établis pour des coefficients de ruissellement variant de 46 à 100 et les dix classes d'événements météorologiques considérés précédemment dans le fichier METEO.DEF. Connaissant le coefficient de ruissellement de chaque surface et la taille de chaque événement moyen de précipitation, on peut estimer un volume total saisonnier de ruissellement provenant de la cour d'exercice, du tas de fumier et des bassins versants des tributaires.

TABLEAU 1

Nombre moyen d'événements de précipitation par saison
LENNOXVILLE (Québec).

Classe de précipitation (mm)	saison			
	hiver*	printemps	été	automne
0.1 - 5.0	5.0	14.7	13.8	11.0
5.1 - 10.0	2.3	7.2	7.0	5.2
10.1 - 15.0	1.0	3.4	3.5	2.3
15.1 - 20.0	0.5	1.8	1.9	1.2
20.1 - 25.0	0.2	0.9	1.4	0.8
25.1 - 30.0	0.1	0.5	0.7	0.3
30.1 - 40.0	0.1	0.5	0.9	0.3
40.1 - 50.0	0.0	0.1	0.3	0.1
50.1 - 60.0	0.0	0.1	0.2	0.1
60 +	0.0	0.1	0.1	0.1

* précipitation d'hiver en pluie seulement - chûte de neige moyenne - 175 cm

Source: Environnement Canada - Service de l'Environnement Atmosphérique (1900-1972). Ruissellement (Curve Numbers).

2.3.5 Indicateurs de pollution

Le ruissellement généré par les rejets animaux, ainsi que par les opérations de laiterie contient plusieurs substances et organismes pouvant être considérés comme des polluants potentiels. Ces agents ont un effet sur les eaux réceptrices en augmentant, en autres, les concentrations en éléments nutritifs et en solides en suspension, en diminuant leur contenu en oxygène dissous et en générant des produits pouvant affecter

la santé humaine (Young et al. 1982). Dans ce logiciel, trois paramètres ont été initialement choisis pour représenter les risques de la pollution induite par le ruissellement provenant du fumier et des opérations de laiterie; ce sont le Phosphore (P), les Coliformes Fécaux (CF) et les Streptocoques Fécaux (SF).

Le phosphore a été choisi parce qu'il représente une contribution majeure à l'eutrophication des eaux de surface; il constitue une cible majeure pour la réduction des sources diffuses de pollution qui comprennent les sources animales et l'érosion du sol.

Les coliformes fécaux ont été choisis car ils représentent la classe des organismes bactériens, indicateurs de pathogènes transmettant potentiellement des maladies aux humains. Ces organismes sont générés dans le tracus intestinal des animaux à sang chaud. On analyse en général le contenu des échantillons d'eau en coliformes fécaux et en streptocoques fécaux pour différencier l'origine humaine ou animale de la contamination. Les recherches ont montré que le rapport CF/SF reste inférieur à 0.7 pour une source de pollution d'origine animale, mais devient supérieur à 4 pour une source essentiellement humaine (Geldreich et al., 1969). A cause du peu d'information disponible sur la pollution bactérienne et sa cinétique, les algorithmes utilisés dans le logiciel pour évaluer les concentrations de ces organismes dans le ruissellement sont très semblables.

2.3.6 Unités animales équivalentes (UA)

Les modèles du Vermont sont orientés principalement vers les opérations laitières; le choix des types d'animaux était donc, dans ce cadre, bien limité et explicite; toutefois, pour essayer de rendre le programme plus général, la notion des unités animales équivalentes (UA), basée sur le contenu en phosphore du fumier a été utilisée pour rendre compte des autres types d'animaux d'élevage normalement présents sur les fermes du Québec; on a aussi développé les unités animales équivalentes basées sur les concentrations moyennes en CF et en SF pour les différents types d'animaux, ceci pour déterminer les charges bactériennes générées dans le module ACCES chiffrant la contamination directe des ruisseaux traversant les pâturages. Le tableau 2 produit les unités animales équivalentes (UA) pour chaque type d'animaux et d'indicateurs de pollution. La référence utilisée dans ce tableau est le boeuf d'engraissement ou de

boucherie pesant 455 kg (1000 lb) sur pied, qui correspond à une Unité Animale (1 UA). Dans cette version de HYDREAU-BETAIL, la notion d'Unité Animale a été abandonnée et remplacée par les charges réelles produites quotidiennement par chaque type d'animal (fichier REJET.DEF).

TABLEAU 2

Nombre d'animaux équivalents (UA).

Type d'animal	Poids (kg)	UA (P)	UA (CF)	UA (SF)
boeuf, vache		1.04	1.04	1.04
boeuf de boucherie	455	1.0	1.0	1.0
boeuf de l'année	365	0.78	0.7	10.71
veau	180	0.53	0.48	0.48
vache laitière		1.50	1.62	1.62
taure	318	0.75	0.71	0.71
génisse	136	0.46	0.36	0.36
truie		0.60	-	-
cochon d'engraissement	22-90	0.40	-	-
mouton	45	0.17	0.02	0.0011
dinde	4.5	0.03	-	-
poulet-canard	1.8	0.02	-	-
cheval	455	1.2	0.013	0.62

Sources: Crane et al., 1983; Fraser, 1985; ASAE 1987.

P = phosphore, CF = coliformes fécaux et SF = streptocoques fécaux.

Un boeuf de 455 kg produit en moyenne 27.2 kg d'excréments bruts par jour, dont 0.0662% est du phosphore (0.58% des solides totaux) (Fraser, 1985; ASAE, 1987). Sur la même base, ces rejets contiennent 3.84 x 10CF et 8.96 x 10SF (Crane et al., 1983).

2.3.7 Densité des animaux et couverture en fumier

Pour les cours d'exercice en particulier, la quantité de fumier avec laquelle le ruissellement de surface peut entrer en contact dépend de la densité des animaux et de la surface de la cour. Quand cette densité est faible, une partie de ce ruissellement peut éviter le contact avec les excréments et ne pas être contaminée par les bactéries pathogènes. Des études antérieures suggèrent qu'un boeuf de 1000 lbs (l'UA de base) couvre approximativement 0.001 acre par jour de ses excréments. En d'autres mots, il faudrait 10 jours à un troupeau de 100 têtes de boeufs de 1000 lbs pour recouvrir totalement de fumier 1 acre de terrain (1 couche de fumier) selon Sweeten et al. (1976). Ceci est l'équivalent de 27 000 kg (59400 lbs) de fumier par acre. Le modèle du Vermont suppose que la couche de fumier (en pourcentage de couverture) varie linéairement avec le poids total de fumier sur la cour d'exercice, jusqu'à un maximum de 27 000 kg/acre qui correspond à une couche complète sur la surface. Dans les cas où le système de cours inclut des surfaces partiellement closes, ou bien des surfaces totalement closes avec des surfaces d'exercice extérieures, ou bien une cour nettoyée périodiquement, un calcul de couche moyenne de fumier est effectué spécifiquement.

2.3.8 Concentration des polluants à la source

Les modèles du Vermont ont choisi la valeur de 85 mg/L comme la concentration moyenne du Phosphore dans le ruissellement; cette valeur est basée sur la revue de littérature effectuée par Young et al. (1982). Ces concentrations décroissent linéairement selon le pourcentage de couverture de la cour par le fumier (voir figure 3). En l'absence de mesures québécoises, nous avons retenue la valeur de 25 mg/L mesurée en Ontario (Patni et al., 1981).

FIGURE 3 Concentration du phosphore dans le ruissellement de la cour d'exercices fonction de la couche de fumier.

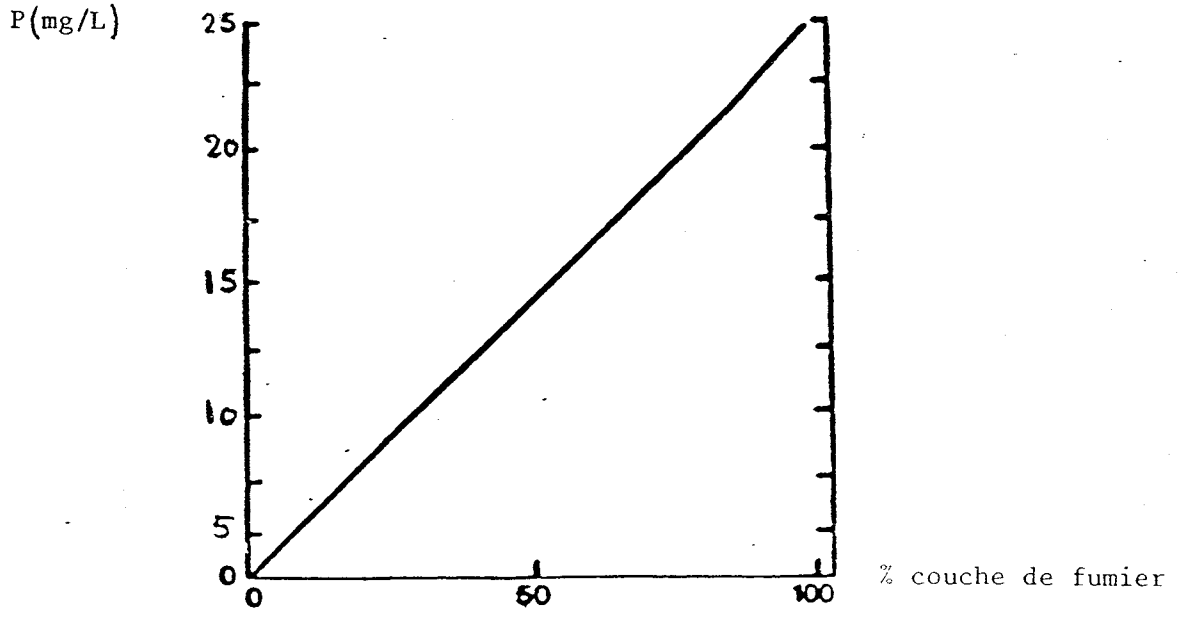
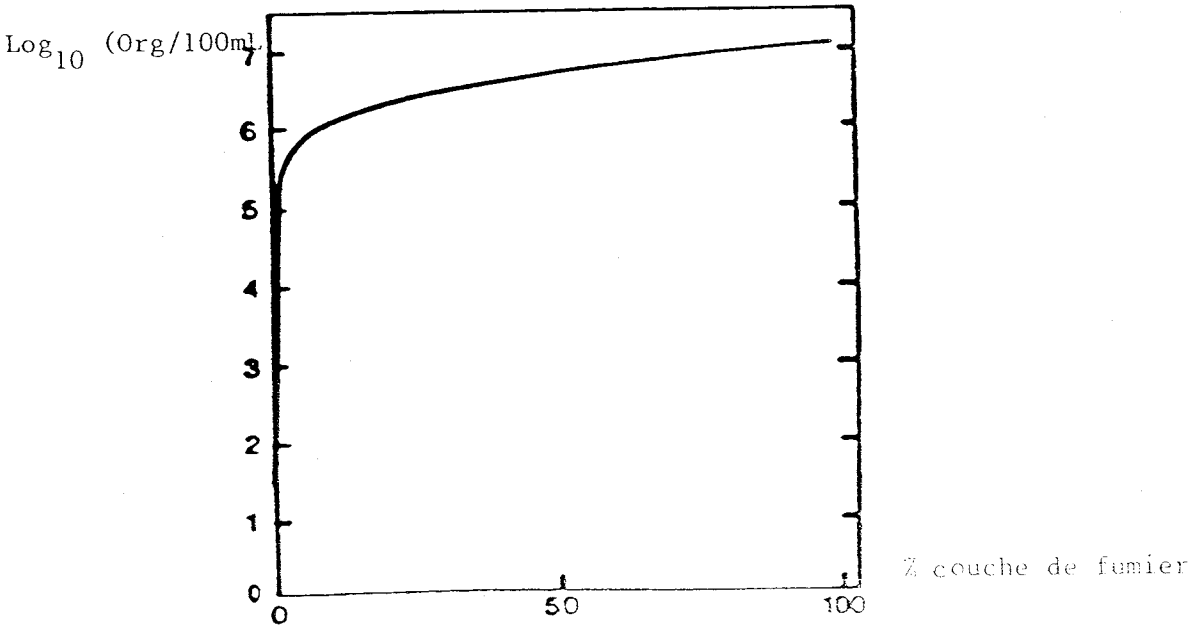


FIGURE 4 Concentration des bactéries dans le ruissellement de la cour d'exercices fonction de la couche de fumier.



Pour les composantes bactériennes du modèle, un concept similaire a été utilisé. On a effectué une revue de la littérature concernant le mode de relâchement des bactéries à partir des matières fécales des bovins; on a aussi examiné les autres tentatives de modélisation visant à estimer les concentrations bactériennes dans le ruissellement des fumiers. Ces synthèses ont conduit à choisir des concentrations maximales de 1.0 x 10 CF/100 mL et de 2.5 x 10 SF/100 mL (Thelin et al., 1983; Miner et al., 1979). Là encore on a supposé que les concentrations en bactéries variaient linéairement avec le pourcentage de couverture de la cour par le fumier. A cause de la large gamme de variation du nombre de bactéries, la figure 4 présente cette évolution selon la couche de fumier en axes semi-logarithmiques.

2.3.9 Atténuation de la charge au phosphore par le filtrage végétal

Le même algorithme utilisé par le modèle du Vermont pour réduire la charge en phosphore par l'action d'un filtre végétal a été aussi utilisé par HYDREAU-BETAIL. Les algorithmes pour le filtre de l'écoulement en nappe et celui de l'écoulement en canal (cours d'eau avec plantes aquatiques) sont basés sur les régressions développées par Young et al. (1982). Ces équations reflètent le fait que l'efficacité d'un filtre en nappe est plus grande que celle d'un filtre obtenu dans des conditions d'écoulement en canal.

Le pourcentage de réduction du phosphore en traversant le filtre dépend du temps de contact entre le ruissellement et la végétation, c'est-à-dire du temps nécessaire pour traverser le filtre. Ce temps dépend de sa longueur, de sa pente et des conditions de surface du filtre (figure 2). Pour calculer la vitesse de déplacement du ruissellement à travers le filtre, il faut estimer sa pente et son type de couverture; pour cela on utilise l'équation suivante:

$\log v = 0.5 \log s - c$ où: v = vitesse en pi/s;
s = pente en pourcent;
c = constante liée aux conditions de surface.

Le tableau 3 présente les valeurs de la constante c. Pour un filtre végétal en nappe, la vitesse maximale de l'eau est fixée à 0.6 m/s (2 pi/s). Le temps de contact est alors le résultat de la division de la longueur du filtre par cette vitesse. Un filtre en nappe est

supposé être efficace à 100% si le temps de contact dépasse 900 s; donc un filtre en nappe d'une longueur de 550 m (1810 pi) est requis pour assurer une atténuation complète du phosphore entre une cour ou un tas de fumier et un point de rejet dans un ruisseau récepteur quand la vitesse de l'écoulement en nappe est de 0.6 m/s.

Dans un écoulement en canal (ruisseau avec végétation aquatique), la vitesse n'est pas limitée à 0.6 m/s; l'équation de régression obtenue par Young et al. (1982) montre qu'un filtre végétal en canal n'a aucune atténuation jusqu'à ce que le temps de contact atteigne 590 s et que l'efficacité totale est obtenue après un temps de contact de 3370 s.

2.3.10 Atténuation de la charge en bactéries par le filtre végétal

Les résultats expérimentaux obtenus sur l'efficacité des filtres végétaux pour réduire le nombre des bactéries donnent des résultats inconsistants (Jenkins et al., 1978; Peter et al., 1978; Hunt et al., 1978; Johnson et al., 1978; Doyle et al., 1975; Vanderholm et al., 1978; Young et al., 1980; Moore et al., 1983). Toutefois toutes les études suggèrent que l'efficacité des filtres pour les constituants chimiques est indépendante de l'efficacité à réduire le nombre des bactéries. Les paramètres essentiels à l'efficacité des filtres semblent être la longueur du filtre qui détermine le temps de contact et sa surface qui influence l'infiltration. De plus les filtres végétaux ne semblent efficaces que pour des concentrations supérieures à 10^4-10^5 organismes par 100 mL que l'on peut considérer comme des niveaux de fond typiques. Le transport des bactéries par le ruissellement de surface est un phénomène complexe mettant en cause des facteurs comme la mortalité, l'absorption aux particules de sol, l'infiltration, etc. (Crane et al., 1983). L'impact des bandes de filtres végétaux sur le transport bactérien a été étudié par Young, Hustrode et Anderson (1980) et par Doyle, Wolf et Bezdicek (1975).

TABLEAU 3

Valeurs de la constante de condition de surface c selon les types de couverture végétal.

Type de couverture du sol		Constante de condition de surface c
Jachère		0.22
Cultures en rangées	. droite	0.05
	. selon les lignes de niveau	0.29
Prairie en rotation, petites céréales, légumes ou boisé		0.29
Ferme		0.01
Forêt, prairie permanente		0.59
Pâturage*	. surexploité	0.01
	. moyen	0.15
	. bon	0.22
	. ruisseau avec plantes aquatiques	0.18

Source: Young et al., 1982.

* surexploité = sans paillis.
  moyen = 50 à 75% de couverture végétale, moyennement pâturée.
  bon = plus de 75% de couverture végétale, peu pâturé.

Ces deux études conduisent à des algorithmes simples, basés sur la longueur du filtre. Moore et al. (1983) utilisent les résultats de Doyle pour décrire le filtrage, mais y introduisent aussi des relations prenant en compte l'infiltration et le ruissellement dans un modèle d'épandage des charges bactériennes provenant des sources de fumier.

L'utilisation d'une relation simple de filtrage basée sur la longueur de la zone filtre intègre les différents mécanismes de perte en n'utilisant qu'une variable, la longueur de la trajectoire pour les représenter. Pourtant, c'est l'importance du contact du ruissellement avec le sol qui contrôle l'efficacité du filtre; donc la longueur, la rugosité et la pente de la zone filtre sont toutes des variables importantes. Le paramètre qui les intègre le mieux est donc le temps de contact. On propose donc d'utiliser un modèle de cinétique du premier ordre basé sur le temps de contact:

$c(t) = c(o)...e^{-kt}$ où c(t) et c(o) sont les concentrations en bactéries finales et initiales et k est une constante de perte (s) et t un temps de contact (s).

A partir des données de Young, Huntrods et Anderson (1980), on peut estimer les valeurs de k:

	Printemps	été / automne
coliformes fécaux	0.010	0.019
streptocoques fécaux	0.0078	0.016

Ces valeurs s'appliquent aux caractéristiques des zones filtres et des vitesses calculées par le modèle du Vermont. Les différences saisonnières résultent des différences entre des conditions humides vs moyennes et non de corrections de température. On a supposé une efficacité nulle en hiver.

Si des rejets de laiterie sont évacuées par une canalisation souterraine plutôt que vers un filtre végétal, la concentration des bactéries à la sortie est calculée différemment. La source principale d'information dans ce secteur est constituée par les études de la Upper Thames River Conservation Authority.

Ces études (Hayman, D.G. 1987; Glasman, B. et Hawkins, B. 1985 et UTRCA, 1984) indiquent un facteur d'augmentation de 300 à 600 fois pour les concentrations de coliformes fécaux durant leur transport dans la canalisation. On a déterminé que la concentration initiale dans le système de lavage des laiteries était de l'ordre de 1020 CF/100 mL et de 660 SF/100 mL (Glasman, B. et Hawkins, B. 1985); à cause de la complexité des dynamiques de croissance bactérienne dans les canalisations souterraines, on a simplement utilisé une équation qui multiplie par 300 la charge bactérienne estimée à la source; les quantités de bactéries ont été calculées à partir du volume des eaux de lavage évacuées par la canalisation durant la saison.

3. LE MODELE EN DETAIL

3.1 Algorithme de ruissellement des cours d'exercice (programme COUR)

L'algorithme de ruisellement de HYDREAU-BETAIL est utilisé pour calculer les apports totaux (phosphore et bactéries) provenant des cours d'exercices au ruisseau récepteur. On utilise les concepts décrits précédemment.

Pour une cour d'exercice particulière, le programme détermine d'abord si une couche de fumier existe au début de la simulation. La couche de fumier est mise à zéro si l'intervalle de nettoyage est supérieur à zéro. La couche de fumier est mise à 100% si aucun nettoyage n'a eu lieu à l'automne et que la cour a été utilisée soit au printemps, soit à l'été, soit à l'automne.

Une fois la couverture de fumier établie, le programme commence ses calculs saisonniers; le ruissellement total de la saison est d'abord calculé, en utilisant la méthode de coefficients de ruissellement (SCS). Le programme limite le ruissellement à une borne supérieure de 100 hectare-mm plus 10% du ruissellement au dessus de 100 ha-mm (SCS - "BARNY", 1985).

La quantité de fumier ajoutée quotidiennement à la cour d'exercice est calculée par les équations suivantes:

$$\text{MANUR} = \text{IHEAD} * \frac{\text{REJET}}{24} * \text{IHOUR}$$

où : . MANUR est le poids du fumier produit chaque jour (kg);
. IHEAD est le nombre de têtes des animaux d'un certain type utilisant la cour cette saison;
. REJET est le poids moyen (kg/j) de solides produit par animal du type considéré, en une journée;
. IHOUR est le nombre d'heures passées par les animaux dans la cour pour la saison.

Le logiciel permet à deux types d'animaux d'avoir accès à la cour.

Une fois le taux d'addition de fumier quotidien déterminé, la couche moyenne de fumier pour la saison peut être calculée. Dans le cas de cours nettoyées, la quantité de fumier qui s'accumule entre les grattages sert à calculer la couche moyenne de fumier. Selon Young et al., 1982 et ASAE, 1987, une couche de fumier équivaut à 67 180 kg de fumier par hectare. Si les couches moyennes de fumier des cours nettoyées dépassent la valeur de 1, leur valeur est mise à 1 (SCS, "BARNY", 1985).

Pour les cours non-nettoyées, le fumier peut s'accumuler jusqu'à une épaisseur de 3 couches. Les cours dont la valeur d'accumulation dépassent 3 couches voient leur valeur mise à 3 (SCS, "BARNY", 1985).

3.1.1 Les modèles de phosphore et d'azote

Les pertes en phosphore de la cour d'exercice pour une saison sont calculées de la façon suivante:

$$PNONPT = TOTVOL * RCONC * AMP * 0.01$$

où: . PNONPT est la charge en phosphore ruisselée pour la saison (kg);
. TOTVOL est le volume total du ruissellement de toute origine pour la saison (ha-mm = 10 m);
. RCONC est la concentration du phosphore dans le ruissellement en tenant compte des filtres éventuels - la valeur maximale est de 25 mg/L pour le phosphore et 110 mg/L pour l'azote.

Aucun effet d'atténuation des filtres n'existe en hiver AMP est la couche moyenne de fumier pour la saison 0.01 est un facteur de conversion.

Une limite supérieure des pertes en phosphore est établie à partir de la quantité de phosphore contenue dans la couche de fumier (SCS, "BARNY", 1985). Cette limite supérieure est incorporée pour éviter qu'une charge déraisonnable de phosphore soit générée par l'approche des coefficients de ruissellement (SCS). Par exemple, dans le cas de grandes surfaces interceptées par une petite cour d'exercices, on peut concevoir que la méthode SCS pour générer des ruissellements produisent une charge exportée plus élevée que la quantité disponible dans la cour. Pour une cour nettoyée, cette limite est placée à 50% du phosphore de l'accumulation moyenne entre les nettoyages. Pour les cours non-nettoyées, la perte maximale en phosphore est limitée à 50% du phosphore dans l'accumulation moyenne de fumier, jusqu'à 3 couches de fumier plus 10% du phosphore dans le fumier au dessus de 3 couches (SCS, "BARNY", 1985). La quantité de phosphore dans le fumier est prise égale à 0.662 kg/tonne, comme pour la détermination des unités animales équivalentes (ASAE, 1987).

Finalement les charges saisonnières en phosphore sont cumulées en une charge annuelle associée à cette opération d'élevage. Ces résultats sont stockés pour effectuer des bilans par ferme ou par bassin versant.

3.1.2 Le modèle bactérien

Les pertes saisonnières en bactéries exportées par ruissellement sont évaluées de la manière suivante (Miner et al., 1979):

$$FCBASE = 1.0 \times 10^7 * K_I * K_T * K_M * K_L * K_P * AMP$$

pour les coliformes fécaux et

$$FSBASE = 2.5 \times 10^7 * K_I * K_T * K_M * K_L * K_P * AMP$$

pour les streptocoques fécaux

où :
- FCBASE est la concentration de base en CF dans le ruissellement de la saison;
- FSBASE est la concentration de base en SF dans le ruissellement de la saison;
- 1.0×10^7 est la concentration initiale de base en CF;
- 2.5×10^7 est la concentration initiale de base en SF;
- K_I est le facteur d'intensité de pluie saisonnière;
- K_T est le facteur saisonnier de température;
- K_M est le facteur d'humidité de la cour;
- K_L est le facteur de type de sol de la cour;
- K_P est le facteur de source de ruissellement;
- AMP est le facteur moyen saisonnier de couche de fumier.

Les valeurs saisonnières de K_I ont été obtenues pour le sud de l'Ontario en utilisant les informations sur les précipitations contenues au tableau 1. Les valeurs moyennes saisonnières de K_I à chaque station climatique ont été calculées au moyen de l'équation suivante (Miner et al., 1979):

$$K_{IAVE} = (r/254)^{0.4} * \frac{\text{fréquence absolue de l'événement de taille r}}{\text{nombre total d'épisodes de pluie dans la saison}}$$

où : r est la hauteur de pluie en mm de l'épisode
(les 10 classes de précipitation du tableau 1).

A cause de la généralité du programme, on a décidé d'utiliser la moyenne des valeurs de K_I obtenues à 3 stations climatiques représentatives.

Pour calculer K_T , on utilise l'équation de Miner et al. (1979):

$$F_T = 10^{(0.8-0.04T_S)}$$

où T_s représente la température de la surface de la cour assimilée à la température moyenne saisonnière. Les valeurs de printemps, d'été et d'automne ont été déduites des valeurs moyennes saisonnières obtenues aux 3 stations climatiques; puis la moyenne générale a été calculée. Les températures basses (de 5°C à 10°C) permettent

la survie des bactéries coliformes (Barcina et al., 1986; Mcfeeters et Stuart, 1972; Miner et al., 1979). Par contre quand la température atteint 0°C, le nombre des coliformes décroît rapidement à cause de la destruction de cellules (Palmateer, G, OMOE). Comme la température moyenne d'hiver aux trois stations climatiques est de l'ordre de -4.3°C (Brown et al., 1980), le coefficient K_T a été ajusté de façon à rendre compte de la mortalité rapide des bactéries quand la couverture de fumier gèle. La série de températures historiques montre qu'à la station de London, il y a 5% de chance que la température minimale journalière dépasse 0°C en hiver. A partir de l'hypothèse conservatrice voulant que quand la couche de fumier ou la surface d'un tas de fumier atteigne 0°C, il y ait immédiatement une réduction rapide du nombre de bactéries, la valeur de K_T, calculée pour des mois d'hiver à 1°C (une condition de dégel), a été multipliée par 0.05 pour arriver à la valeur du tableau 4.

Les valeurs de K_M, les facteurs d'humidité de la cour sont calculées à partir des hypothèses suivantes (Ecologistics, 1987):

- la cour est à 90% d'humidité en hiver;
- la cour est à 50% d'humidité au printemps et en été;
- la cour est à 10% d'humidité en été.

Le tableau 4 montre les valeurs de K_M obtenues pour le modèle dérivé des équations de Miner et al., 1979.

Le facteur de type de sol de la cour K_L prend la valeur 1.0 pour une surface en terre et 1.8 pour une surface en béton.

Finalement, Miner et al., 1979 donne au coefficient de ruissellement K_P la valeur 1 pour les précipitations sous forme de pluie (printemps, été et automne) et de 5.0 pour la fonte de neige. PLOP suppose que la fonte de neige a lieu à la fin de l'hiver et que toute la neige accumulée est associée à cette saison. On pense que cette valeur de 5.0 pour le ruissellement résultant de la fonte est trop élevée; elle a donc été réduite à 2.8 pour tenir compte de la proportion des précipitations qui ne tombent pas sous forme de neige dans le sud de l'Ontario.

TABLEAU 4

Valeurs moyennes saisonnières des coefficients K_I, K_T et K_M
(Sud de l'Ontario).

Saison	K_I	K_T	K_M
hiver	5.26	0.29	0.95
printemps	5.18	3.32	0.75
été	5.02	0.88	0.55
automne	5.33	2.36	0.75

Les concentrations saisonnières en bactéries dans les eaux de ruissellement sont calculées par ces équations. Si un filtre végétal est présent, les concentrations en bactéries sont réduites (voir 2.3.10). Les charges totales saisonnières en bactéries sont obtenues en multipliant les concentrations par les volumes de ruissellement de chacune des saisons.

Une limite supérieure des pertes en bactéries en provenance des cours d'exercices est établie à partir du contenu en bactérie de la couche de fumier. Pour une cour nettoyée, la perte maximale est limitée à 50% des bactéries de l'accumulation moyenne de fumier dans la cour, jusqu'à un maximum d'une couche. Pour une cour non-nettoyée, cette perte maximale est limitée à 50% des bactéries de l'accumulation moyenne jusqu'à 3 couches plus 10% des bactéries contenues dans l'excédent. Ceci est similaire au traitement du phosphore décrit précédemment. On est conscient qu'il peut y avoir mortalité ou multiplication des bactéries dans l'accumulation de fumier, mais ces phénomènes sont peu documentés et leur simulation mathématique n'est pas possible actuellement. De même certaines recherches ont montré que les concentrations en bactéries peuvent rester élevées dans des excréments âgés et secs (Thelin et al., 1983).

Le nombre de coliformes dans 1 kg de fumier provenant d'une unité animale (UA) est pris égal à 3.0×10^{10} CF et à 7.0×10^{10} SF (Crane et al., 1983). Après comparaison avec les pertes maximales permises, les valeurs des charges saisonnières exportées sont calculées, de même que leur total annuel.

3.2 Algorithme de tas de fumier (programme GROTAS)

L'algorithme de tas de fumier de HYDREAU-BETAIL calcule les totaux annuels des charges en phosphore et en bactéries originant de tas de fumiers solides sans muret.

L'utilisateur fournit d'abord le volume de fumier dans le tas au début de l'hiver (15 décembre). Si cette valeur est inconnue, on fait l'hypothèse que le tas n'existe pas au début de l'hiver. Le volume moyen du tas est calculé de la façon suivante:

$$AVEVOL = 1.15^* (MANUR/2 + INVOL) * (TSTAC/90) * (1/(NCL+1))$$

où:

- AVEVOL est le volume moyen du tas en m^3;
- 1.15 est un facteur de compaction de la paille dans le fumier (Fraser, 1985);
- MANUR est la production totale saisonnière en fumier calculée de la même façon que dans la cour d'exercice (section 3.1) mais avec une période d'accumulation de 24 heures;
- INVOL est le volume du tas au début de la saison;
- TSTAC est le nombre total de jours où le tas existe et accumule le fumier de la saison;
- NCL est le nombre de fois où le tas de fumier est chargé et transporté vers les champs à l'intérieur de la saison. Si le tas est nettoyé à la fin de la saison, il faut donner à TSTAC la valeur 89.

Dans cette équation, un certain nombre d'hypothèses ont été faites:

- à l'intérieur d'une saison, les nettoyages sont équidistants;

- le tas est nettoyé immédiatement après que les animaux ont quitté l'étable;

- quand le nombre total de jours d'utilisation du tas est inférieur à 90 et que le volume initial du tas est nul, le tas est réputé actif à la fin de la saison;

- quand le nombre total de jours d'utilisation du tas est inférieur à 90 et que le volume initial du tas est plus grand que zéro, le tas est réputé actif durant la première partie de la saison.

Pour expliquer ces hypothèses, considérons un tas de fumier opéré selon le cycle de la figure 5; sur cet exemple on suppose une production totale saisonnière de 8 unités et un tas initial dont le volume initial est de zéro; le volume moyen du tas se calcule alors de la façon suivante:

hiver : (8/2+0) * 90/90 * 1/(0+1) = 4 unités;
printemps : (8/2+8) * 89/90 * 1/(1+1) = 6 unités;
été : (8/2+0) * 90/90 * 1/(0+1) = 4 unités;
automne : (2.7/2+0) * 30/90 * 1/(0+1) = 0.45 unités.

Quand on connaît le volume moyen du tas de fumier pour la saison, la surface moyenne du tas est évaluée par la relation suivante:

$A = \pi R^2$ avec

- si $H < 2.75$ m:

$$R = 0.557H$$

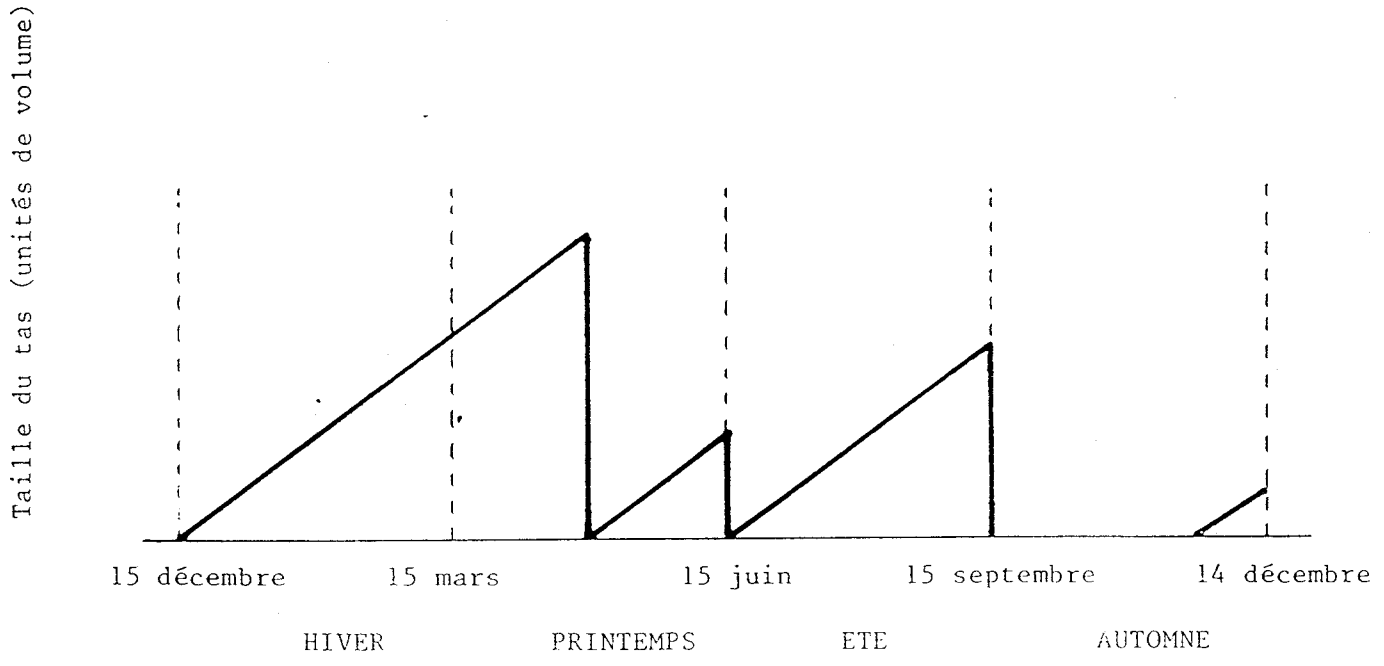
- si ≥ 2.75 m:

$$= \frac{-(3.33H - 9.16) + ((3.33H - 9.16)^2 - 11.52\,(7.29 - 2.65H - AVEVOL))^{.5}}{5.76}$$

et où $= H\,(AVEVOL/.352)^{1/3}$

Ces équations supposent que le tas a une forme conique d'une hauteur maximale de 2.75 m et une pente latérale de 60^0.

FIGURE 5 Cycle d'accumulation du tas de fumier.



Note: On donne à TSTAC la valeur 89 pour indiquer que le fumier à été transporté et épandu dans les champs à la fin de la saison. C'est seulement au printemps que le nettoyage a eu lieu au milieu de la saison. Le graphique montre 3 nettoyages durant l'année: 2 fois au printemps et 1 fois à la fin de l'été ou au début de l'automne.

3.2.1 Les modèles de phosphore et d'azote

Une fois la taille moyenne du tas calculée pour chaque saison, HYDREAU-BETAIL estime alors la charge en phosphore originant du tas. La méthode pour déterminer cette charge est semblable à celle utilisée dans COUR, avec cette différence que la surface du tas est toujours équivalente à une couverture de fumier à 100%. Le ruissellement en provenance du tas a donc toujours une concentration de 25 mg/L de P et 110 mg/L de N (Ontario, Patni et al.). La quantité de phosphore quittant le tas à chaque saison (PNONPT) est calculée en utilisant l'équation suivante:

$$PNONPT = TSVOL * RCONC * PRED * 0.01$$

où:
- . TSVOL est le volume de ruissellement issus du bassin versant du tas durant la saison (ha-mm);
- . RCONC vaut 25 mg/L pour P et 110 mg/L pour N;
- . PRED est le facteur d'atténuation en phosphore résultant de l'existence éventuelle d'un filtre végétal 0.01 est un facteur de conversion d'unités.

Le programme limite les pertes en phosphore total à un maximum de 20% du contenu en phosphore total du tas de fumier moyen pour la saison. La concentration du phosphore dans le fumier est pris égal à 0.58 kg tonne (ASAE, 1987 et Fraser, 1985). L'équation permettant de calculer cette limite supérieure en phosphore PMAX est:

$$PMAX = 0.58 * 0.20 * 1005 * AVEVOL$$

où:
- . 0.58 est la concentration de phosphore dans le fumier solide (kg/tonne);
- . 0.20 représente la limite de 20%;
- . 1005 est la densité du tas de fumier (kg/m^3), (ASAE, 1987);
- . AVEVOL est le volume moyen du tas de fumier pour la saison calculé précédemment (m^3).

Si la méthode du ruissellement du phosphore conduit à une perte supérieure à la limite permise, cette contrainte est utilisée comme valeur saisonnière. La somme des valeurs saisonnières permet d'évaluer les pertes annuelles. Tous ces résultats sont stockés en fichier.

3.2.2 Le modèle bactérien

La méthode pour calculer les pertes bactériennes est semblable à celle utilisée par l'algorithme des cour d'exercices; on utilise les équations:

$$FCBASE = 1.0 \times 10 * K_I * K_T * K_M * K_L * K_P$$
$$FSBASE = 2.5 \times 10 * K_I * K_T * K_M * K_L * K_P$$

Tous les coefficients sont décrits à la section 3.1.2. Alors que l'algorithme de COUR tient compte des concentrations en bactéries selon la couche moyenne de fumier, le niveau des bactéries dans le tas est évalué de façon différente par GROTAS: pour la plupart des opérations d'élevage où les animaux sont confinés et où du fumier solide est produit, il existe un délai entre la production du fumier et son addition sur le tas à l'extérieur. Pour des fermes laitières ayant des rigoles de nettoyage, ce délai peut être assez court (p.e. 1 journée), mais pour les élevages de bovins de boucherie, une durée d'un mois peut s'écouler avant que les excréments soient rassemblés et ajoutés au tas. En conséquence, il y a possibilité de mortalité des bactéries dans cet intervalle. Pour représenter ce phénomène, on utilise la formule de Moore et al., 1983:

$$N_t = N_o e^{-kt}$$

où:
- . N_t est le nombre de bactéries à un temps t;
- . N_o est le nombre initial de bactéries;
- . t est l'intervalle de temps durant lequel le nombre des bactéries décroît (jours);
- . K est la constante de cinétique du premier ordre qui vaut: 0.027 pour du fumier dans l'étable 0.066 pour un stockage transitoire extérieur avec exposition à la lumière.

Pour simplifier l'entrée des données on a supposé que le fumier provenant du nettoyeur des rigoles était ajouté à la surface extérieure du tas de fumier. Quand le tas grossit, il est peu probable que le fumier des nettoyages récents couvre la totalité de la surface du tas; cela rend impossible l'évaluation de la proportion de la surface du vieux tas exposés aux éléments météorologiques. Mais avec les hypothèses retenues, le taux de mortalité et sa durée sont identiques sur le tas et à l'intérieur de l'étable. Le seul changement est constitué par le taux de mortalité résultant de l'exposition à la lumière solaire (Moore et al. 1983).

La durée de décroissance des bactéries pour le fumier de fermes laitières est prise égale à 0.5 jour puisque les rigoles sont normalement nettoyées quotidiennement.

La durée de décroissance des bactéries pour des fermes d'élevage de boeufs de boucherie, de moutons et de chevaux est prise égale à 15 jours car les étables sont normalement nettoyées une fois par mois.

La durée de décroissance des bactéries pour le fumier originant de porcheries est prise égale à 3.5 jours car le nettoyage a lieu normalement une fois par semaine.

Si plusieurs types d'animaux contribuent au tas, une valeur "moyenne" de décroissance des bactéries est calculée pour tenir compte des différentes fréquences de nettoyage.

Comme pour les charges en phosphore, le programme impose une limite supérieure de 20% du contenu total du tas de la saison au nombre de bactéries pourront être exportées. Cette limite supérieure est calculée par les équations suivantes:

$$FCMAX = 3.02 * 10^{13} * 0.20 * AVEVOL$$

où:
- FCMAX est le nombre maximum de FC exportable;
- $3.02 * 10^{13}$ est le nombre de CF par m^3 de fumier;
- 0.20 représente la limite de 20%;
- AVEVOL est le volume moyen du tas pour la saison (m^3).

$$FSMAX = 7.04 * 10^{13} * 0.20 * AVEVOL$$

où:
- FSMAX est le nombre maximum de SF exportable;
- $7.04 * 10^{13}$ est le nombre de SF par m| de fumier.

Ces limites supérieures sont comparées à celles calculées par la méthode du ruissellement et la plus faible est retenue comme charge saisonnière. Le total annuel est calculé et les résultats sont stockés sur fichier.

3.3 Algorithme de l'accès au ruisseau (programme ACCES)

Comme pour les autres algorithmes, ce programme calcule les charges sur une base saisonnière, puis les sommes pour obtenir la charge totale produite dans le ruisseau. Les calculs ne varient pas beaucoup de saison en saison, à l'exception de l'été où un facteur d'ombrage est introduit pour tenir compte de la tendance des animaux à se tenir à l'ombre durant les périodes chaudes, ce qui modifie indirectement les heures où ils ont accès au ruisseau (Seath et al., 1946; Castle et al., 1950; Atkeson et al., 1942). Le modèle considère que seuls les vaches laitières, les boeufs, les chevaux et les moutons peuvent avoir accès au ruisseau. Deux espèces d'animaux peuvent être considérés simultanément comme ayant accès au cours d'eau durant une saison.

3.3.1 Les modèles de phosphore et d'azote

L'équation utilisée pour évaluer la charge saisonnière en phosphore produite à un site d'accès au cours d'eau est la suivante:

$$TLOAD = .01 * REJET * D * ACF * ALF * ASF * A$$

où:
- TLOAD est la charge saisonnière en phosphore (ou en azote) émise dans le ruisseau;
- REJET est la charge quotidienne en phosphore (ou en azote) (kg) pour le type d'animal considéré;
- D est le nombre de jours où les animaux ont accès au ruisseau (maximum 90 par saison);

- ACF est un facteur de condition d'accès;
- ALF est un facteur de localisation de l'accès;
- ASF est un facteur d'ombrage (été seulement);
- A est le nombre de têtes de chaque troupeau.

La valeur .01 représente la proportion moyenne des rejets qui ont lieu directement dans le ruisseau.

Le facteur de condition d'accès (ACF) aide à tenir compte de la facilité avec laquelle un animal peut avoir accès au ruisseau; par exemple, si les berges sont escarpées, ou si le ruisseau est profond, les animaux auront tendance à éviter le ruisseau si d'autres abreuvoirs sont disponibles; par contre, si une rampe a été aménagée, ils ont un accès facile au ruisseau. Le clôturage du ruisseau et des points d'accès le long du ruisseau sont aussi considérées dans ce facteur. Le tableau 5 fournit les valeurs de défaut de ces facteurs qui peuvent être modifiées par l'usager.

Le facteur de localisation des accès tient compte des intersections entre le ruisseau et les sentiers principaux utilisés par le bétail. Si les vaches doivent traverser le ruisseau pour se rendre à la salle de traite, le nombre d'accès journaliers passe de 2.5 fois par jour à 4 fois par jour. Le tableau 6 fait la synthèse des coefficients de défaut qui peuvent être modifiées par l'usager.

Le facteur d'ombrage tient compte du fait que différents arbres peuvent se trouver à proximité du cours d'eau ce qui encourage les animaux à se rassembler à cet endroit durant les périodes où ils ne se nourrissent pas. Dans ce cas les accès au ruisseau augmentent jusqu'à 4 fois par jour. L'utilisateur de la possibilité de changer cette valeur par défaut données au tableau 7.

3.3.2 Le modèle bactérien

Les charges en bactéries produits sont évaluées de façon très similaire à celle utilisée pour estimer la charge en phosphore; l'équation principale est semblable à l'exception des substitutions suivantes:

la valeur de .01 * REJET kg P est remplacée par 3.84 x 10^{10} CF/émission et par 8.96 x 10 SF/émission respectivement (Crane et al., 1983); les unités animales équivalentes sont alors basées sur le contenu bactérien au lieu du contenu en phosphore.

TABLEAU 5

Facteurs d'accès au cours d'eau
(gamme de 0 à 1).

Conditions	Facteur
. Situations d'accès illimitées (pas de clôture)	
- accès facile	1.0
- pas de restriction intentionnelle mais la pente des berges est limitante	0.8
- intersection à bas niveau	1.0
- intersection à niveau moyen	0.5
- intersection avec berges escarpées	0.2
. Situation d'accès limitées	
- intersection à bas niveau avec clôture	0.8
- intersection à niveau moyen avec clôture	0.1
- intersection avec berges escarpées et clôture	0.0
- pas d'intersection possible pour le bétail	0.0

TABLEAU 6

Facteurs de localisation des accès
(gamme de 1.0 à 1.6).

Conditions	Facteur
. l'accès n'est pas localisé sur un sentier principal fréquenté pour se rendre à l'étable ou au site d'alimentation quotidien	1.0
. l'accès est localisé sur le sentier principal d'accès à l'étable ou au lieu de nourriture	1.6

TABLEAU 7

Facteurs d'ombrage
(gamme de 1.0 à 1.6).

Conditions	Facteur
. pas d'ombrage le long du ruisseau	1.0
. il existe des zones ombragées le long du ruisseau	1.6

3.4 Algorithme des eaux usées de laiteries (programme MEUH)

L'algorithme des eaux usées de laiteries estime les pertes en phosphore et en bactéries résultant d'une mauvaise gestion de ces eaux. Les calculs suivent la procédure du modèle du Vermont ("MILK") avec des améliorations destinées à mieux représenter les conditions du Québec et tenir compte de nouveaux résultats expérimentaux.

3.4.1 Les modèles de phosphore et d'azote

HYDREAU-BETAIL calcule les pertes en phosphore provenant des eaux usées de laiteries par l'équation suivante:

$$FARM = 400 * 365 + VSYS(ISYS) * COWS * 305 * 0.000350$$

où:

- FARM — est le total annuel de la charge en phosphore (ou en azote) exportée par les eaux de lavage (kg);
- 400 — est le volume de base rejeté pr jour, indépendamment de la taille du troupeau (L);
- 365 — est le nombre de jours de l'année;
- VSYS(ISYS) — est le volume quotidien rejeté par la laiterie selon le système de traite (voir tableau 8);
- COWS — est le nombre de vaches laitières du troupeau;
- 305 — est le nombre de jours de lactation d'une vache par année (j);
- 0.000350 — est la concentration moyenne en phosphore dans ces eaux usées (kg/L);
- 0.000061 — est la concentration moyenne en azote (kg/L).

La valeur de 350 mg/L est la concentration moyenne en P trouvée dans différentes recherches. Le modèle du Vermont (MILK) proposait une valeur de 60 mg/L résultant de recherche effectuées dans cet état américain (O'Brien, USDA-SCS); une étude de l'état de New York trouvait des cncentrations en phosphore de 45 à 145 mg/L pour des lactoducts, de 100 à 300 mg/L pour des collecteurs à chaudière (Zall, 1982). Le manuel USDA-SCS suggère que ces concentrations peuvent varier de 50 mg/L à 540 mg/L (O'Brien, USDA-SCS). Les valeurs mesurées en Ontario (Hayman, 1987) varient de

78 mg/L à 441 mg/L. Nous en avons déduit que l'estimation de 60 mg/L était probablement trop faible. La valeur retenue a été de 350 mg/L tel que suggéré dans les études québécoises de Vallières.

TABLEAU 8

Utilisation de l'eau selon les sytèmes de traite.

Systèmes de traite: VSYS (ISYS)	Utilisation d'eau (l/vache/jour)
. collecteur central, trayeuse à chaudière	12.5
. lactoduct	15.0
. parloir	25.0

Source: Vallières

Si ces eaux usées sont traitées par un filtre végétal avant d'atteindre les eaux de surface, l'atténuation est calculée selon la méthode de la section 2.3.9. Aucune atténuation n'a lieu en hiver.

Si ces eaux usées sont évacuées par une canalisation souterraine, aucune atténuation n'a lieu. Même si Hayman et al. (1987) a mis en évidence que 70% de la charge seulement est exportée dans des conditions d'étiage, l'algorithme de HYDREAU-BETAIL suppose que les 30% restant seront éventuellement produits par les eaux hypodermiques des événements pluvieux.

3.4.2 Le modèle bactérien

L'estimation des charges bactériennes produites est rendue difficile par le peu de données expérimentales traitant de ce sujet. Les études Ontarienne de la Upper Thames River Conservation Authority constituent la source première d'information. Ces études montrent que les eaux usées contiennent en moyenne des concentrations de 102 CF/100 mL et de 66 SF/100 mL (Glasman et Hawkins, 1985). Si ces rejets sont évacués dans une canalisation, cet environnement associé aux particules de lait constitue un milieu favorable à la multiplication des bactéries. A cause des connaissances limitées sur la dynamique de croissance des bactéries dans une canalisation, on a décidé d'estimer la charge issue des eaux de lavage des laiteries en multipliant l'apport estimé par un facteur conservatif de 300, comme l'étude ontarienne le suggère. Les équations utilisées pour estimer cette charge sont les suivantes:

$$TFCOL = 150 * 365 * VSYS(ISYS) * COWS * 305 * 1020 * 300$$

où:
- TFCOL est le nombre total de CF rejetés par année;
- 1020 est le nombre de CF par litre d'eau de lavage;
- 300 est le facteur multiplicatif dans la canalisation.

Les autres facteurs sont définis à la section 3.4.1.

Pour les streptocoques fécaux, on a de même:

$$TFSP = 150 * 365 + VSYS(ISYS) * COWS * 305 * 660 * 300$$

où:
- TFSP est le nombre total de SF rejetés par année;
- 660 est le nombre de SF par litre d'eau de lavage.

Un rapport suggère qu'il existe peu de corrélation entre la contamination et le nombre de vaches (Hayman, 1987).

On peut donc obtenir une meilleure évaluation de la charge en bactéries si le volume des eaux usées est une donnée d'entrée. Cette option est permise par HYDREAU-BETAIL; dans ce cas la contamination est évaluée de la façon suivante:

$$TFCOL = 365 * IVOL * 1020 * 300$$

où: . IVOL est le volume d'eaux de lavage produit (L/j).

Les autres valeurs ont déjà été définies.

De la même façon, pour les streptocoques:

$$TFSP = 365 * IVOL * 660 * 300$$

C'est la valeur 0 ou non 0 qui identifie, dans le programme MEUH l'option retenue pour évaluer la contamination.

Si le système de canalisation est utilisé, il n'y a pas de ruissellement superficiel entraînant une atténuation. Si un filtre végétal est utilisé, le niveau des bactéries atteignant les eaux de surface est réputé négligeable par rapport au niveau à la source: de l'ordre de 10^2 à 10^3 pour des eaux de lavage, par rapport à des niveaux de l'ordre de 10^7 pour des cours d'exercices ou des tas de fumier.

3.5 Algorithme du stockage du lisier de porc (programme PORC)

Ce module calcule l'évolution des stocks dans l'année à partir d'un état initial. Bien que calculant des charges associées, celles-ci n'ont pas à être pris en compte dans l'accumulation des sources de pollution (les pertes seront évaluées ailleurs, notamment dans le module d'épandage).

Le but est plutôt de vérifier si la capacité de stockage est suffisante en tenant compte des pratiques d'épandage utilisées.

Le modèle permet 1 ou 2 épandages durant l'année. En supposant 2 épandages, l'année est séparée en 2 périodes.

La période 1 s'étale de la 1ère date d'épande à la seconde et la période 2 s'étale de la 2e date d'épandage à la 1ère date d'épandage de l'année suivante.

Pour chaque période, le volume anticipé du contenu de la cuve à lusier est calculé de la façon suivante:

$$VOL_a = VOL0 + VOLREJ + SURCUV * PRECIP/1000$$

où
- VOL0 = contenu de la cuve à lisier en début de période (m^3);
- VOLREJ = volume des rejets de porcs durant la période (m^3);
- SURCUV = surface libre de la cuve à lisier (m^2);
- PRECIP = précipitations totales durant la période (mm d'eau);
- 1000 = facteur de conversion.

Le calcul est en fait effectué sur une base quotidienne plutôt que sur toute la période et ce, pour deux raisons:

1) les précipitations doivent réfléter la période considérée;

2) en cumulant le volume à chaque jour et en comparant celui-ci avec la capacité de la cuve, on peut savoir la DATE de débordement.

Le volume des rejets est calculé de cette façon:

$$VOLREJ = NBPORC * REJET$$

où
- NBPORC = le nombre de porcs de l'élevage considéré;
- REJET = le volume quotidien du rejet pour le type de porc considéré (m^3).

Durant chaque période, la charge en phosphore et bactéries est calculé en parallèle par l'équation:

$$CHARGE = NBPORC * CHARGEQUOT$$

où . CHARGEQUOT est la charge quotidienne pour le type d'animal considéré (en kg de phosphore ou nombre d'organisme).

En cas de débordement, la date de celui-ci est calculée.

En cas de non-débordement, les calculs de volume et de charges continuent au delà de la période considérée pour évaluer le nombre de jours potentiel sans avoir à vider la cuve. Cela donne une idée de la capacité potentielle de la cuve.

3.6 Algorithme de l'épandage (programme EPAN)

Le calcul des apports de phosphore en provenance des champs où se fait l'épandage de fumiers a été réalisé selon l'approche de Claude Bernard et André Bussière dans leur document sur la "Détermination de la contribution des activités agricoles à la défradation des eaux" (jan. 1986).

Trois types d'élevage sont considérés: bovin, porcin et avicole. De même, trois types de culture sont pris en compte: maïs, herbages et céréales.

L'application du fumier est fait selon l'ordre de priorité suivant:

Production animale	culture		
	maïs	herbages	céréales
Bovins	1	2	3
Porcs	2	3	4
Volaille	3	4	5

Tout le fumier de bovin doit être appliqué avant de procéder à l'épandage du fumier de porc pour ensuite passer à l'épandage du fumier de volaille.

L'épandage se fait d'abord sur le maïs en appliquant une charge annuelle de 0,103 kg/ha puis, sur les herbages à un taux de 0,276 kg/ha et finalement sur les céréales au taux de 0,036 kg/ha.

Ce mécanisme permet de déterminer les superficies recouvertes pour chaque type de culture. On peut ensuite calculer le phosphore originant des épandages à l'aide de l'équation:

$$PE_i = (M * 0.103 + H*.276 + C * 0.036) * PS_i$$

PE_i = phosphore dissous originant des épandages pour la saison i (kg);

M,H,C = superficies en maïs, herbages et céréale recevant une application de fumier (ha);

PS_i = potentiel d'exportation saisonnier:

= .55 au printemps;
= .15 l'été;
= .30 l'automne.

3.7 Algorithme de l'érosion des sols

L'algorithme d'évaluation du phosphore est basé entièrement sur l'approche de Claude Bernard et André Bussière dans leur document sur la "Détermination de la contribution des activités agricoles à la dégradation des eaux".

Un taux d'érosion est d'abord calculé à l'aide de l'équation universelle de perte de sol. Une charge en suspension est ensuite calculée en tenant compte du taux d'exportation qui est inhérent à chaque bassin versant et qui varie en fonction de la saison. On évalue ensuite la concentration de phosphore assimilable qui est réputée être 20 fois celle

assimilable pour les plantes. On peut alors calculer la quantité de phosphore exporté en faisant le produit des matières en suspension par la concentration de phosphore assimilable et par un facteur d'enrichissement.

L'érosion des sols est évaluée avec l'équation universelle de perte de sol:

$$A = R * K * LS * C * P$$

où A = taux d'érosion (t\ha\période);
R = érosivité des précipitations pour la période considérée;
K = érodabilité du sol;
LS = influence de la topographie;
C = influence du type de culture;
P = influence des techniques de conservation.

Cette équation permet de prédire l'érosion des sols résultant d'une combinaison précise de facteurs climatique, pédologique, topographique et agronomique.

Le facteur R est évalué à partir d'une méthodologie proposée par Arnoldus (1977). Les données nécessaires à cette méthode sont les précipitations moyennes mensuelles et annuelles pour une période d'au moins 20 ans. L'équation suivante permet de calculer la valeur de R selon la technique d'Arnoldus, dans des unités conformes au système international:

$$R_p = [67{,}85 * (p^2 \backslash P)] - 4155$$

où p = précipitation mensuelle moyenne sur 20 ans (mm);
P = précipitation annuelle moyenne sur 20 ans (mm).

Compte tenu qu'une fraction importante de nos précipitations tombe sous forme de neige et que les eaux de ruissellement résultant de la fonte de ces accumulations peuvent entraîner beaucoup de sol (Dubé et Mailloux, 1969), cette contribution est calculée selon la méthode proposée par Wischmeier et Smith (1978):

$$Rn = 1,5 * [P_{déc} + P_{jan} + P_{fév} + P_{mar}]$$

où $P_{déc}$ = équivalent en eau des précipitations moyennes de neige du mois de décembre (mm);

P_{jan} = équivalent en eau des précipitations moyennes de neige du mois de janvier (mm);

$P_{fév}$ = équivalent en eau des précipitations moyennes de neige du mois de février (mm);

P_{mar} = équivalent en eau des précipitations moyennes de neige du mois de mars (mm).

L'érosivité totale des précipitations (R^t) est la somme de R^p + R^n. Wischmeier et Smith (1978) rapportent le pourcentage cumulatif d'unités de R par périodes de 15 jours. A partir de cette distribution pour des stations de la Nouvelle-Angleterre où les conditions sont similaires aux nôtres, on a pu établir une répartition saisonnière du facteur d'érosivité des précipitations totales en fonction des limites déjà déterminées pour les saisons (tableaux 9 et 10). Ces valeurs doivent multiplier la valeur annuelle de R^t pour le calcul saisonnier de l'érosion.

TABLEAU 9

Délimitation des saisons utilisée dans l'évaluation des charges agricoles.

Saison	Date début	Date fin	Nombre de jours
Hiver	16 décembre	28 février	75
Printemps	1er mars	31 mai	92
Eté	1er juin	31 août	92
Automne	1er septembre	15 décembre	106

TABLEAU 10

Répartition saisonnière du facteur d'érosivité des précipitations totales.

Saison	Fraction du facteur Rt (%)
Hiver	2
Printemps	26
Eté	43
Automne	29

Le facteur K est déterminé de façon systématique à l'aide des données du tableau 11. Ces valeurs constituent un estimé de l'érodabilité moyenne des sols de textures différentes, tel que déterminé selon la technique de Wischmeier et Smith (1978). Cette standardisation attribue également aux sols une teneur en matière organique de 4%, ce qui reflète la situation après plusieurs années de culture intensive. Elle permet également de contourner une des difficultés de la méthode originale où le pourcentage de sable très fin est nécessaire au calcul du facteur K. Or, cette donnée n'est que très rarement disponible dans les rapports pédologiques du Québec.

Le facteur LS est déterminé pour chaque unité cartographique. La qualification de la pente qui accompagne les rapports pédologiques peut être traduite en termes de pourcentage de pente. Pour chaque intervalle d'inclinaison, une longueur est attribuée, ce qui permet d'affecter à chaque série de sol une valeur LS prédéterminée. Cette procédure a déjà été utilisée avec succès en Ontario (Wall et al., 1981) et constitue une alternative valable à la mesure directe sur place, compte tenu de la dimension des bassins versants où l'évaluation des charges agricoles est faite. Le tableau 12 rapporte les valeurs du facteur LS correspondant à diverses descriptions des pentes, telles qu'on les retrouve dans les rapports pédologiques.

TABLEAU 11

Indices d'érodabilité des classes de sol.

Classe texturale	Indice K
Sable	0,0026
Sable fin	0,0132
Sable très fin	0,0369
Sable loameux	0,0105
Sable loameux fin	0,0211
Loam sableux	0,0250
Loam sableux fin	0,0316
Loam	0,0382
Loam limoneux	0,0435
Limon	0,0553
Loam sablo-argileux	0,0277
Loam argileux	0,0277
Loam limono-argileux	0,0342
Argile sableuse	0,0158
Argile limoneuse	0,0250
Argile	0,0221

D'après Stewart et al., 1975.

TABLEAU 12

Indices LS pour les diverses classes d'inclinaison de pente.

Description pente	Inclinaison (%)	LS
Horizontale, en dépression	0,0 - 0,5	0,30
Faiblement ondulée	0,6 - 2,0	0,30
Ondulée	2,1 - 5,0	0,95
Faiblement vallonnée	5,1 - 9,0	1,60
Vallonnée	9,1 - 15,0	1,60
Fortement vallonnée	15,1 - 30,0	4,00
Montueuse	30,1 - 60,0	5,30
Très montueuse	60,0 +	--

La valeur du facteur C varie tout au cours de l'année et reflète l'effet de la culture et du système cultural pratiqué. Elle est maximale lorsque le sol est laissé à nu et minimale lorsque le couvert végétal atteint son plein développement. A partir de tables présentées par Lagacé (1980), les valeurs saisonnières du facteur C ont été calculées et sont présentées au tableau 13.

TABLEAU 13

Distribution saisonnière des facteurs C.

Saison	Valeurs de C		
	Maïs	Céréales	Herbages
Hiver	0,67	0,60	0,01
Printemps	0,69	0,62	0,01
Eté	0,33	0,17	0,01
Automne	0,48	0,52	0,01

Les mesures spéciales de conservation du sol, telles que la culture en terrasses ou en bandes alternées ne sont pas pratiquées au Québec. La valeur du facteur P est donc toujours égale à l'unité.

L'unité cartographique pour l'évaluation des charges agricoles est la série de sol. La carte pédologique devient donc la carte de base pour cette évaluation. A celle-ci est superposée la carte d'utilisation du sol, afin de déterminer quels sont les types de sols cultivés. Les zones portant la mention "Pr" (pâturages améliorés et grandes cultures) sont retenues. La contribution de chacune des parcelles retenues est déterminée. En absence de cartographie des productions végétales on doit assumer une distribution uniforme des cultures recensées par Statistique Canada à l'intérieur des limites de chaque municipalité. La superficie de chaque zone cultivée est donc répartie entre le maïs, les céréales et les herbages, dans la même proportion que l'importance relative de

ces cultures dans la municipalité considérée. L'érosion et le taux d'érosion peuvent alors être calculée pour chaque parcelle et chacun des trois groupes de culture.

Matières en suspension

Une fraction seulement du sol érodé attent le réseau hydrographique. La charge en suspension est donc calculée à partir de la masse de sol érodé. La fraction permettant de passer d'une à l'autre est fonction de la superficie du bassin considéré (figure 6).

Cette valeur doit être appliquée à l'ensemble du bassin et à la charge totale de sol érodé et non pas à chacune des parcelles pour lesquelles l'érosion est évaluée.

La courbe de la figure 1 indique la valeur annuelle moyenne du taux d'exportation réel de sol érodé. Or, l'efficacité de transport du sol érodé vers le réseau hydrographique est variable au cours de l'année. Au printemps, elle peut avoisiner 100% et être presque nulle à l'été. En s'inspirant de données ontariennes (Van Vliet et al., 1978), un fractionnement du taux annuel a été fait (tableau 14).

TABLEAU 14

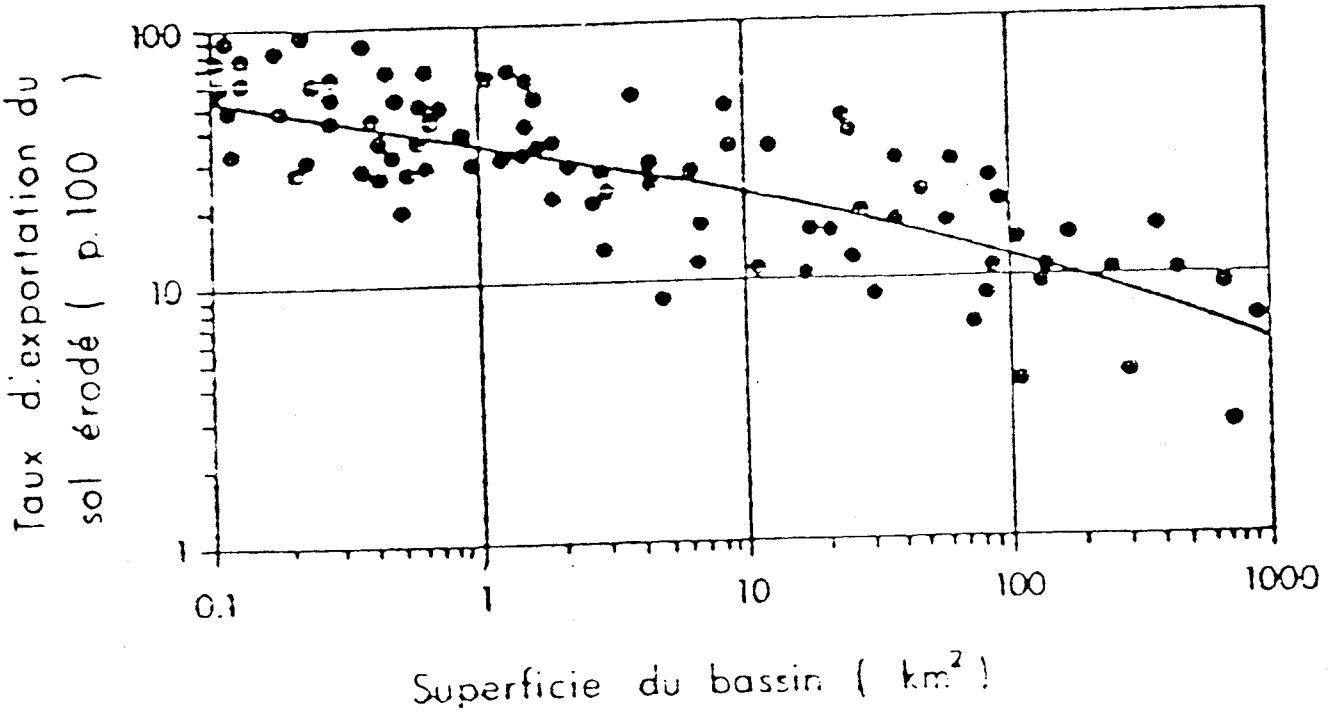
Distribution saisonnière du taux d'exportation du sol érodé.

Saison	Facteur saisonnier (F^i)
Hiver	0,03 * taux annuel
Printemps	1,65 * taux annuel
Eté	0,40 * taux annuel
Automne	0,90 * taux annuel

Les charges saisonnières de matières en suspension résultent donc du produit de l'érosion saisonnière par la valeur saisonnière du facteur d'exportation:

$$MES_i = E_i * TE * F_i$$

FIGURE 6 Relation entre le taux d'exportation du sol érodé et la superficie du bassin versant considéré.



où MES_i = charge saisonnière en matières en suspension (t\saison);
E_i = érosion massique saisonnière (t\saison);
TE = taux annuel d'exportation de sol érodé (cf. figure 6);
F_i = facteur saisonnier.

4. SYNTHESE (PROGRAMME BILAN.EXE)

Ce programme permet de comparer les charges en azote et phosphore exportées par les opérations de différentes exploitations d'élevages intensifs. Le programme compare les résultats obtenus sur différentes fermes; il peut s'agir de fermes réelles existant sur un bassin versant, ou de fermes fictives simulant l'application de meilleures pratiques agricoles. Pour effectuer de telles simulations, on peut partir du fichier de la ferme réelle FERME1.DAT, en effectuant une copie sour le nom de SIMUL1.DAT, copie que l'on édite dans HYDREAU-BETAIL pour la pratique agricole à simuler.

5. LIMITATIONS DU MODELE

HYDREAU-BETAIL comporte un certain nombre de limitations:

a) les calculs effectués pour déterminer les concentrations et les charges en phosphore et en bactéries sont basés sur les recherches les plus récentes, mais utilisent des valeurs moyennes des paramètres et font appel à de nombreuses hypothèses simplificatrices. En conséquence, les résultats numériques obtenus par le modèle doivent être considérés comme des ordres de grandeur dont la meilleure utilisation est celle des comparaisons relatives;

b) la revue bibliographique touchant à la densité des bactéries dans le ruissellement est limitée et, dans de nombreux cas, l'information disponible est difficile à interpréter, rendant même l'estimation de valeurs "moyennes" problématique. Cela est causé sans doute par la multiplicité des facteurs qui influencent la densité des bactéries ruissellées: la température, la proximité des sources, les modes de gestion du fumier et l'âge des excréments. Pour quantifier plus précisément ces facteurs, de nouvelles recherches seraient nécessaires;

c) la revue de littérature sur le phénomène de croissance bactérienne dans les canalisations souterraines drainant les eaux de lavage des laiteries est extrêmement limitée. On sait que cette multiplication est fonction de la température, mais on manque d'information suffisante pour développer une relation entre ce taux de multiplication et la température. L'algorithme du modèle est basé entièrement sur les travaux réalisés en Angleterre. Sans mettre en doute les résultats publiés, l'utilisateur doit être conscient de la faible base expérimentale ayant servi à structurer le modèle. D'autres recherches seraient appropriées pour renforcer la confiance à donner aux prédictions dans un contexte climatique canadien;

d) HYDREAU-BETAIL exige la connaissance d'un certain nombre d'informations sur le mode d'opération de l'élevage analysé. On a cherché à limiter les données d'entrée requises tout en maintenant un équilibre entre les données nécessaires et la crédibilité des résultats. Une bonne quantité de l'information peut être obtenue à partir de photos aériennes, de cartes topographiques et pédologiques et le manuel de l'usager. Pour réduire au maximum la collecte d'information sur le terrain, l'utilisateur du programme peut effectuer plusieurs hypothèses réalistes concernant les pratiques des opérations d'élevage de la région. Un utilisateur du programme avec une expérience agricole et bien familiarisé avec l'élevage est en général un très grand avantage;

e) ce logiciel ne touche en rien les risques de pollution affectant les eaux souterraines. Ces effets sur la contamination de nappes sont extrêmement difficiles à quantifier et subissent l'influence de nombreux facteurs que l'on peut encore moins généraliser que ceux qui affectent les eaux de surface;

f) HYDREAU-BETAIL produit des charges et des concentrations typiques aux points de rejets des exploitations d'élevage, mais n'étudie en aucune façon l'impact de ces polluants sur le milieu récepteur;

g) si on applique le modèle à l'extérieur de la région du sud de l'Ontario, il faudra adapter les fichiers de précipitations et de ruissellement à la région considérée. Ces adaptations seront réalisées ultérieurement.

6. CONCLUSION

Le programme HYDREAU-BETAIL décrit dans ce rapport calcule les charges annuelles et saisonnières en phosphore et en bactéries. Ces charges proviennent des cours d'exercices (COUR), des tas de fumier solide (GROTAS), des eaux usées des laiteries (MEUH), de l'accès direct du bétail au cours d'eau (ACCESS), de l'épandage des fumiers (EPAN) et de l'érosion des sols (EROS). Il peut être utilisé sur une exploitation individuelle ou sur des exploitations d'une même région.

A cause de la structure de la modélisation, les résultats doivent être pris comme des estimés des charges de pollution potentielle et non en valeur absolue. Ces estimations permettent une base uniforme de comparaison entre plusieurs exploitations.

Dans le développement du modèle, plusieurs faiblesses concernant la recherche de base ont été notées, particulièrement au niveau du ruissellement des bactéries provenant du fumier et des eaux de lavage de laiterie. La complexité de la dynamique bactérienne semble être la cause première du manque de données appropriées.

7. REFERENCES

American Society of Agricultural Engineers. 1987. ASAE Standards. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI. ASAE p. 384.

Atkeson, F.W., A.O. Shaw and H.W. Cave. 1942. Grazing Habits of Dairy Cattle. Journal of Dairy Science, 25: 779-784.

Bernard, C. 1984. Evaluation des charges agricoles diffuses dans un bassin versant. MENVIQ, Québec, 25 p.

Barcina, I., I. Arana, J. Iriberri and L. Egea. 1986. "Factors Affecting the Survival of E. Coli in a River", Hydrobiologia, 141: 249-253.

Baxter-Potter, W.R. and M.W. Gilliland. 1988. Bacterial Pollution in Runoff from Agricultural Lands. Journal of Environmental Quality, 17: 27-34.

Brown, D.M., G.A. McKay and L.J. Chapman. 1980. The Climate of Southern Ontario - Climatological Studies Number 5. Environment Canada - Atmospheric Environment Service.

Castle, M.E., A.S. Foot and R.J. Halley. 1950. Some Observations on the Behaviour of Dairy Cattle with Particular Reference to Grazing. Journal of Dairy Research, 17(3): 215-230.

Crane, S.R., J.A. More, M.E. Grismer and J.R. Miner. 1983. Bacterial Pollution from Agricultural Sources: A Review. Transactions of the ASAE, 26(1): 858-866.

Demal, L. 1982. An Intensive Water Quality Survey of Stream Cattle Access Sites. Report for SAREMP. Technical Report R-19.

Dixon, J.E. et al. 1981. Cattle Wintering Stocking Rate and Water Quality. ASAE Paper No. 81-2584. ASAE, St. Joseph, MI 49085.

Doyle, R.C., D.C. Wolfe and D.V. Bezdicek. 1975. Effectiveness of Forest uffer Strips in Improving the Water Quality of Manure Polluted Runoff. In: Managing Livestock Wastes, Proc. 3rd Inter. Symp. on Livestock Wastes. ASAE Pub. Proc-275, ASAE, St. Joseph, MI 49085, pp. 299-302.

Ecologistics Limited. 1987. Soil Moisture Memorandum from W. Fortin to S. Washbrun and L. Taschek. Environ. Corporation.

Fraser, H. 1985. Manure Characteristics. Ontario Ministry of Agriculture and Food. Agdex 538.

Geldreich, E.E. and B.A. Kinner. 1969. Concepts of Fecal Streptocci in stream pollution. Journal of Water Pollution Control Federation, 41: 336-352.

Gilbertson, C.B., R.N. Clark, J.C. Nye and N.P. Swanson. 1979. Runoff Control for Livestock Feedlots - State of the Art. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI. Paper No. 79-4071.

Glasman, B. and B. Hawkins. 1985. Pittock Watershed Manure Management and Water Quality Sub-basin Study. 1985. Upper Thames Conservation Authority. London, Ontario.

Hayman, D.G. 1987. Milkhouse Wastes - Management of Non-Point Pollution. Upper Thames River Conservation Authority, London, Ontario.

Hayman, D.G. 1987. Upper Thames River Rural Beaches Strategy Program: Summary of 1987 Activities. Upper Thames River Conservation Authority, London, Ontario.

Hunt, P.G., R.E. Peters, T.C. Sturgis and C.R. Lee. 1979. Reliability Problems with Indicators Organisms for Monitoring Overland Flow Treated Wastewater Effluent. J. Environ. Qual. 8(3): 301-304.

Jenkins, T.F., C.J. Martel, D.A. Gaskin, D.J. Fish and M.L. McKim. 1978. Performance of Overland Flow Land Treatment in Cold Climates. In: Land Treatment of Wastewater, International Symposium, Hanover, NH. August, pp. 61-77.

Johnson, G.D. and L.A. Moore. 1978. The Effect of Conservation Practices on Nutrient Loss. Dept. of Ag. Eng., Univ. of Minnesota, 227 pp.

McFeeters, G.A. and D.G. Stuart. 1972. "Survival of Coliform Bacteria in Natural Waters: Field and Laboratory Studies with Membrane-Filter Chambers", Applied Microbiology, 24(5): 805-811.

Miner, R.J., J.K. Koelliker, M.J. English. 1979. Water Quality Model for Feedlot Runoff Control Systems. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI. Paper No. 79-2017.

Moore, J.A., M.E. Grismer, S.R. Crane and J.K. Minks. 1983. Modelling Dairy Waste Management Systems' Influence on Coliform Concentration in Runoff. Transactions of the ASAE, 26(2): 1194-1200.

Peters, R.E. and C.R. Lee. 1978. Field Investigation of Advanced Treatment of Municipal Wastewater by Overland Flow. In: Land Treatment of Wastewater. International Symposium. Hanover, NH. August pp. 45-60.

Robbins, J.W.D. 1978. Environmental Impact Resulting From Unconfined Animal Production. EPA 600/2-78-046. U.S.-EPA. Robert S. Kerr Environmental Research Lab. Office of Research and Development, Ada, OK.

Robillard, P.D., M.F. Walter and M. Heraizami. 1983. Phosphorus Control Alternatives for Dairy Barnyards. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI. Paper No. 83-2546.

Robinson, J.B. and D.W. Draper. 1978. A model for Estimating Inputs to the great Lakes from Livestock Enterprises in the Great Lakes Basin. Report for IJC PLUARG Task Group C, Activity 1.

Schwab, G.O., R.K. Frevert, J.W. Edminister and K.K. Barnes. 1981. Soil and Water Conservation Engineering. Third Edition. John Wiley and Sons, N.Y.

Seath, D.M. and G.D. Miller. 1946. Effect of Warm Weather on Grazing Performance of Milking Cows. Journal of Diary Sciencew, 29: 199-206.

Soil Conservation Service. 1985a. "Barny". USDA, Winooski, Vermont.

Soil Conservation Service. 1985b. "Stacks". USDA, Winooski, Vermont.

Soil Conservation Service. 1985c. "Milk". USDA, Winooski, Vermont.

Springer, E.P., G.F. Gifford, M.P. Windham, R. Thelin and M. Kress. 1983. "Fecal Coliform Release Studies and Development of a Preliminary Nonpoint Source Transport Release Model for Indicator Bacteria". Hydraulic and Hydrology Series UWRL/H-83/02. Utah Water Research Laboratory, Utah State University.

Sweeten, J.M. and D.L. Reddell. 1976. Non-point sources: State of the art overview. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI. Paper No. 76-2563.

Thelin, R. and G. Gifford. 1983. Fecal Coliform Release Pattern from Fecal Material of Cattle. Journal of Environmental Quality, 12: 57-63.

Upper Thames River Conservation Authority and Ministry of the Environment. 1984. Pittock Watershed: Livestock Manure Management and Water Quality Study. London, Ontario.

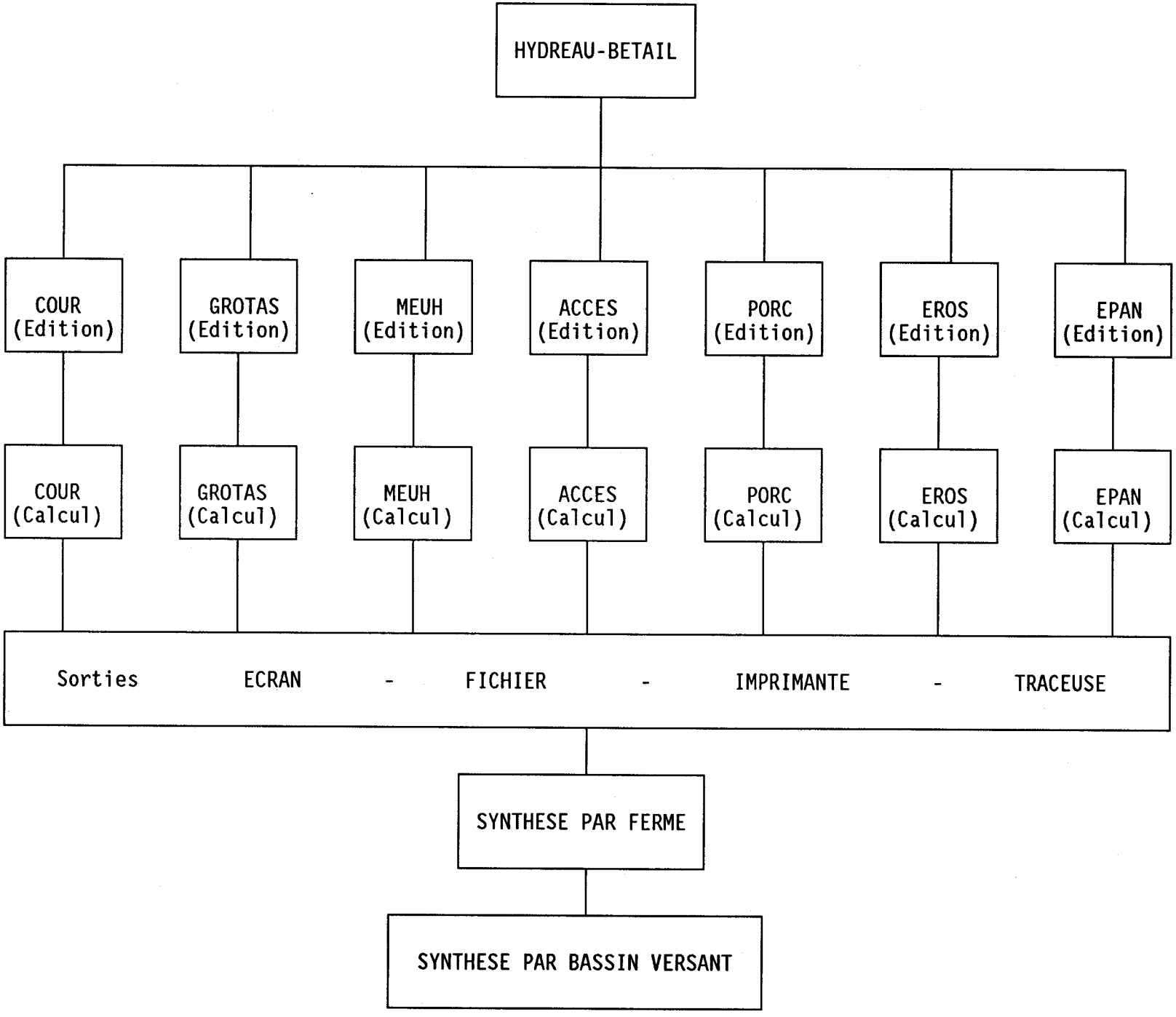
Walter, M.F., R.C. Locker, R.J. Linkerheil, D.F. Sherman, B.K. Richards and T.D. Robillard. 1983. Evaluation of Milkhouse Waste Water Treatment. USDA-SCS. Cornell University, New York.

Young, R.A. T. Huntrods and W. Anderson. 1980. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. Journal of Environmental Quality, 9(3): 483-487.

Young, R.A., M.A. Otterby and A. Roos. 1982. An Evaluation System to Rate Feedlot Pollution Potential. Agricultural Research Service, North Central Region - USDA, Peiria, Illinois.

Vanderholm, D.H. and E.C. Dickey. 1978. Design of Vegetated Filters for Feedlot Runoff Treatment in Humid Areas. ASAE Paper No. 78-2570, ASAE, St. Joseph, MI 49085. 9 pp.

Zall, R.R. 1972. Characteristics of Milking Centre Waste Effluent from New York State Dairy Farms. Journal of Milk Food Technology, 35(1): 53-56.


HYDREAU-BETAIL
COUR (Edition)
GROTAS (Edition)
MEUH (Edition)
ACCES (Edition)
PORC (Edition)
EROS (Edition)
EPAN (Edition)
COUR (Calcul)
GROTAS (Calcul)
MEUH (Calcul)
ACCES (Calcul)
PORC (Calcul)
EROS (Calcul)
EPAN (Calcul)
Sorties ECRAN - FICHIER - IMPRIMANTE - TRACEUSE
SYNTHESE PAR FERME
SYNTHESE PAR BASSIN VERSANT