

Université du Québec
INRS-Eau

**PREMIERS ESSAIS QUÉBÉCOIS DU MODÈLE DE POLLUTION DIFFUSE
AGRICOLE AnnAGNPS**

Par
Caroline Landry
B. Sc. Biologie

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

Jury d'évaluation

Examineur externe

Marc Laverdière, professeur
FSAA
Université Laval

Examineur interne

Marius Lachance, professeur
INRS-Eau
Université du Québec

Directeur de recherche

Daniel Cluis, professeur
INRS-Eau
Université du Québec

Septembre 2001



REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à mon directeur de recherche M. Daniel Cluis pour ses conseils judicieux et sa confiance à mon égard. Un merci tout particulier à Mme Emmanuelle Quentin et M. Guillaume Chardonneau pour leur aide précieuse dans la compréhension et la réalisation de cette étude.

Je tiens aussi à remercier madame Lucie Vallée pour la révision de mes textes, ses recommandations au niveau de l'analyse des résultats et son soutien moral, de même que madame Marie-Josée Racine pour sa joie de vivre et sa détermination continuelle.

Merci aussi à tous ceux et celles ayant participé de près ou de loin à cette étude : M. Georges Gangbazo, du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) et M. Emmanuel Buon, stagiaire au MEF, pour l'obtention et la préparation des données climatiques, ainsi que mes confrères et consœurs de l'INRS.

Je remercie infiniment mes parents, pour leur amour inconditionnel et leur soutien, sans lesquels je n'aurais pu accéder à cette maîtrise. Enfin, merci à toi, Donald pour tes conseils, ta patience, ta compréhension et ton amour.



RÉSUMÉ

La pollution diffuse d'origine agricole constitue, à l'heure actuelle, un problème environnemental de taille. Cette pollution est souvent associée à une agriculture intensive spécialisée accompagnée de mauvaises pratiques agricoles. Les rejets peuvent être sous forme ponctuelle (amas de fumier, structure d'entreposage déficiente ou inexistante, rejet des eaux de laiterie) mais aussi et surtout sous forme diffuse (lessivage des terres, ruissellement de nutriments et érosion des sols). Par conséquent, la pression accrue sur les sols et les eaux de surface a entraîné une détérioration de ces deux ressources naturelles.

Dans une perspective de gestion de la ressource hydrique à l'échelle du bassin versant, il s'avère essentiel de pouvoir estimer l'érosion hydrique et le transport des sédiments et nutriments afin d'identifier les zones à risque élevé de pollution. Le recours au modèle de pollution diffuse agricole est alors de mise. Ceux-ci permettent de simuler la production et le transport des polluants, de la surface du sol jusqu'au réseau hydrographique. Ils sont généralement utilisés pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et identifier les secteurs critiques de pollution.

C'est dans cette optique que le modèle AnnAGNPS (*Annualized Agricultural Non-Point Source pollution*) fut créé. Ce modèle simule, sur une base continue journalière, les débits, les charges de solides en suspension et les quantités d'azote et de phosphore exportées à l'aval d'un bassin versant. Les données d'entrée nécessaires au modèle AnnAGNPS sont de type météorologique, hydrométrique, physiographique et occupation territoriale. Sa composante hydrologique repose sur la technique SCS (Curve Number) alors que le calcul de l'érosion hydrique se fait par l'Équation Universelle Révisée de Pertes de Sols (RUSLE).

Une caractéristique particulière de ce modèle réside dans l'importance accordée aux opérations agricoles précédant directement les précipitations et pouvant influencer le ruissellement résultant. Cette première application québécoise du modèle fut effectuée sur le bassin versant de la rivière Boyer Nord, où l'on retrouve une pollution d'origine agricole importante. Une première simulation des charges en sédiments et nutriments transportées à l'exutoire de la rivière Boyer Nord a été effectuée pour l'année hydrologique 1998-1999.

Les résultats obtenus démontrent que le modèle AnnAGNPS reproduit de façon acceptable les divers processus responsables de la pollution diffuse (ruissellement, érosion hydrique, transport des nutriments) mais semble avoir quelques difficultés avec les valeurs exactes. De plus, un problème majeur existe au niveau de la modélisation de la fonte des neiges. Cette difficulté suscite une mauvaise estimation des débits événementiels engendrés lors de la fonte printanière et des charges transitées qui en découlent.

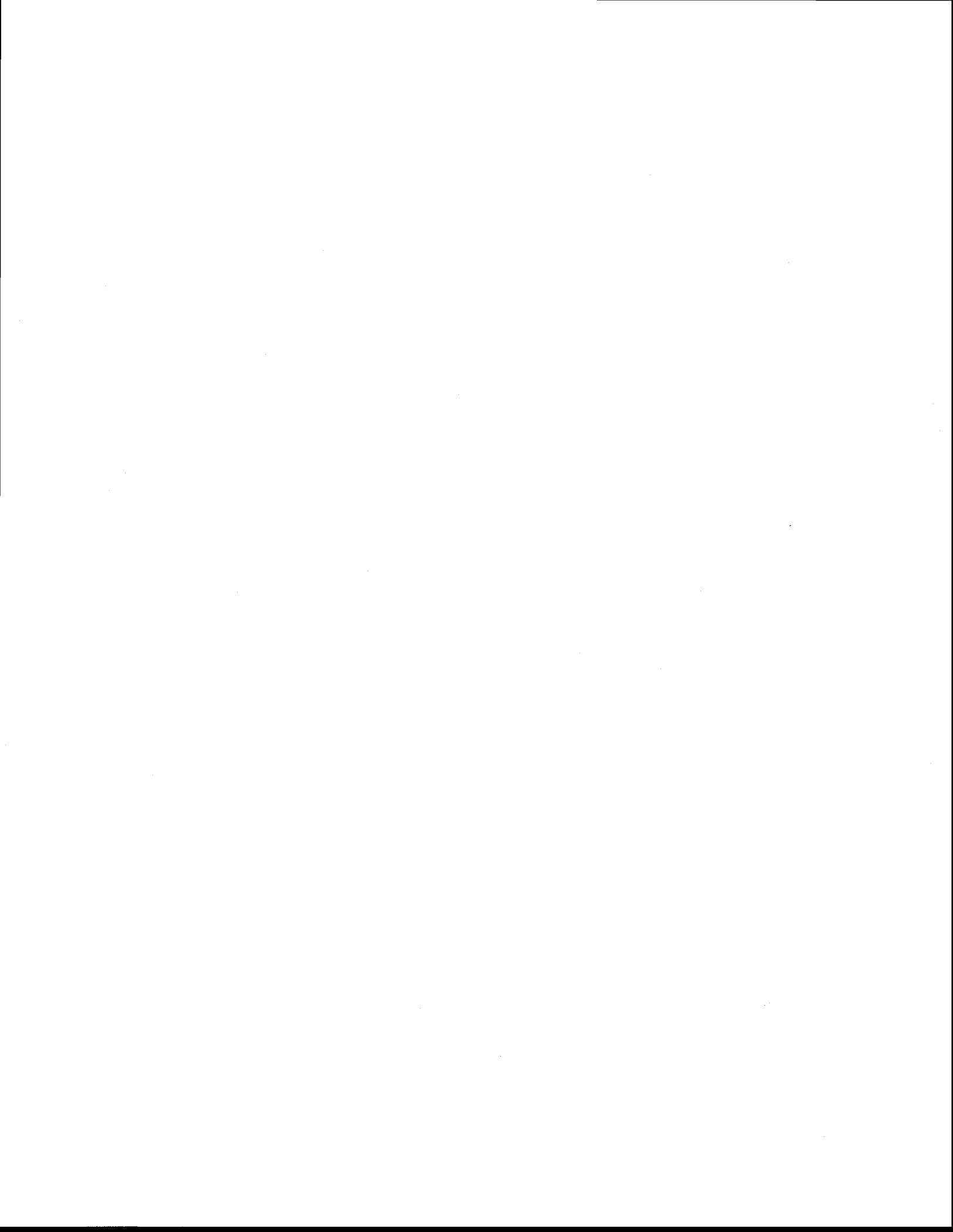


TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
1.1 Récapitulatif des conditions agricoles au Québec.....	5
1.1.1 L'importance de l'agriculture québécoise.....	5
1.1.2 L'évolution de l'agriculture québécoise.....	7
1.2 Conséquences des principaux changements apportés au milieu agricole.....	8
1.2.1 L'augmentation des monocultures.....	8
1.2.2 Le travail intensif du sol.....	9
1.2.3 L'augmentation de la production animale.....	10
1.3 La pollution diffuse d'origine agricole.....	14
1.3.1 Pollution ponctuelle et diffuse.....	14
1.3.2 Le transport des polluants par érosion hydrique.....	15
1.4 Le phosphore : source de pollution.....	18
1.4.1 Le phosphore dans notre environnement.....	18
1.4.2 L'eutrophisation.....	21
1.4.3 L'accumulation du phosphore dans le sol.....	22
1.4.4 Phénomènes associés au transport du phosphore.....	23
1.4.5 Facteurs influençant les pertes de phosphore.....	26
1.5 L'azote : source de pollution.....	28
1.5.1 L'azote dans notre environnement.....	28
1.5.2 Phénomènes associés au transport de l'azote.....	30
1.5.3 Facteurs influençant les pertes d'azote.....	31
CHAPITRE 2 : LE MODÈLE AnnAGNPS.....	33
2.1 La modélisation, un outil efficace.....	33
2.1.1 Les modèles de pollution diffuse.....	34
2.2 Le modèle AnnAGNPS.....	35
2.2.1 Historique du modèle AnnAGNPS.....	35
2.2.2 Présentation d'AnnAGNPS.....	36
2.3 Les différents programmes du modèle.....	38
2.3.1 TopAGNPS.....	38
2.3.2 L'Éditeur d'entrée.....	41

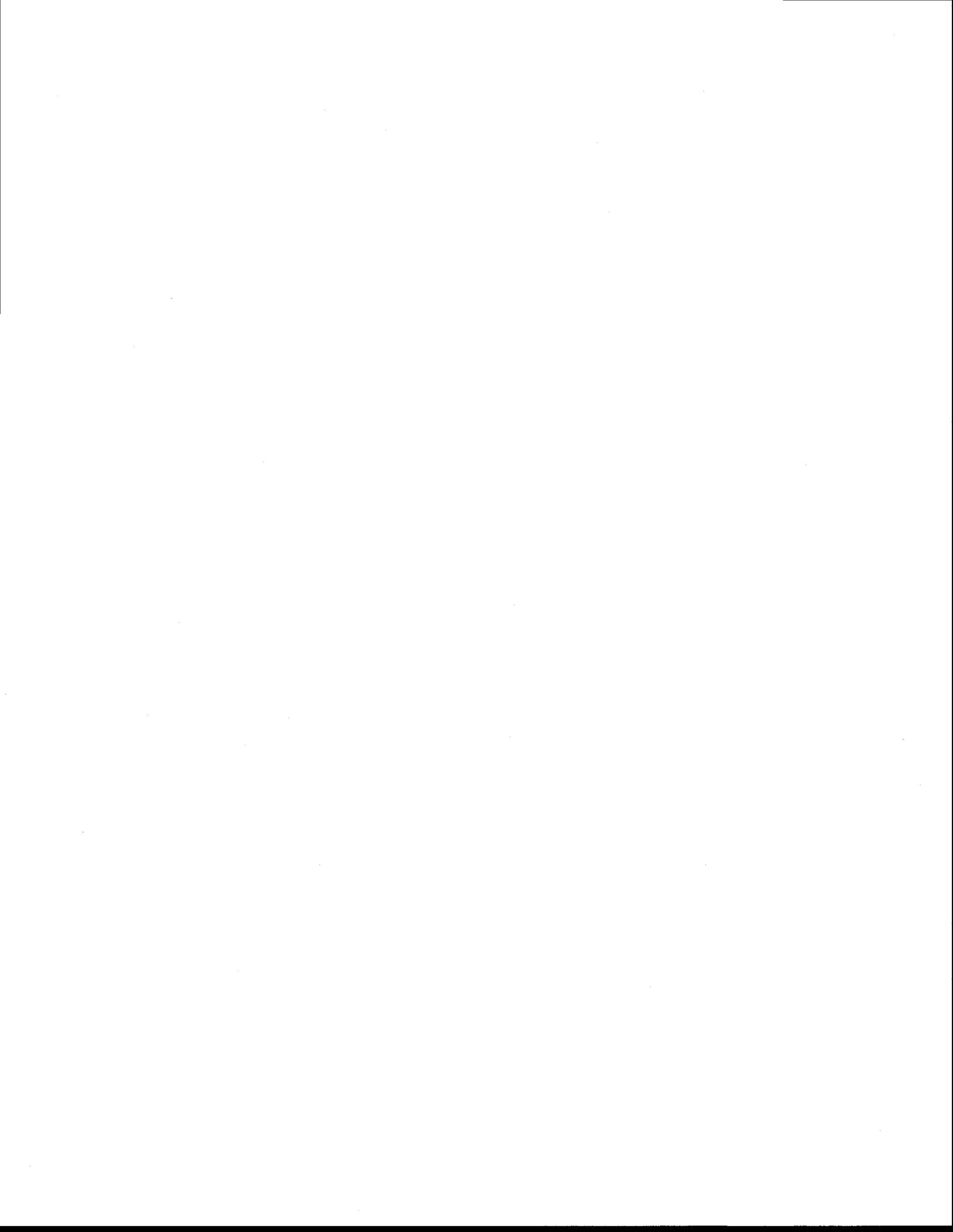
2.3.3	Le programme de simulation : AnnAGNPS.exe.....	42
2.3.4	L'Output Processor.....	42
2.4	Les données d'entrée nécessaires pour AnnAGNPS.....	42
2.4.1	Description des données.....	42
2.4.2	Les données existantes.....	49
2.5	Le programme de simulation : AnnAGNPS.exe.....	51
2.5.1	Les fichiers d'entrée nécessaires.....	51
2.5.2	Le fonctionnement du programme.....	51
2.5.2.1	Première étape : la préparation des données.....	52
2.5.2.2	Deuxième étape : la simulation.....	55
2.5.3	Les fichiers de sortie du programme.....	59
2.5.4	Présentation de RUSLE.....	61
 CHAPITRE 3 : APPLICATION DU MODÈLE AnnAGNPS.....		 65
3.1	Le bassin versant de la rivière Boyer.....	65
3.1.1	Profil physique de l'aire d'étude.....	65
3.1.2	L'occupation du territoire.....	67
3.1.3	Un bilan agro-environnemental.....	68
3.1.4	La qualité de l'eau sur le bassin versant.....	69
3.1.5	Le sous-bassin de la Boyer Nord.....	71
3.2	Acquisition des données.....	74
3.2.1	Les données caractérisant le territoire.....	74
3.2.1.1	Le climat.....	74
3.2.1.2	Le modèle numérique d'altitude.....	75
3.2.1.3	Caractéristiques du réseau hydrographique.....	75
3.2.1.4	L'occupation du territoire.....	75
3.2.1.5	Caractéristiques des sols.....	76
3.2.2	Les données agricoles.....	76
3.2.3	Les données relatives à RUSLE.....	77
3.2.3.1	Les données RUSLE se rapportant aux cultures.....	77
3.2.3.2	Les données RUSLE se rapportant au sol.....	78
3.3	Méthodologie.....	79
3.3.1	Matériel utilisé.....	79
3.3.2	Stratégies d'échantillonnage de l'eau.....	80
3.3.3	Analyse des échantillons d'eau.....	81
3.4	Traitement des données et intégration dans AnnAGNPS.....	81
3.4.1	Le réseau hydrographique.....	81
3.4.2	Création des cellules d'AnnAGNPS.....	82
3.4.3	Les données agricoles.....	85
3.4.4	L'entrée des opérations via l'Éditeur d'entrée.....	86
3.4.5	Les sols.....	86
3.4.6	L'occupation du sol.....	87
3.4.7	La conversion des données au format d'AnnAGNPS.....	87

CHAPITRE 4 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET DISCUSSION	89
4.1 Comparaison entre les résultats mesurés et simulés.....	89
4.1.1 Débit événementiel simulé versus précipitations.....	89
4.1.2 Comparaison entre les débits événementiels mesurés et simulés.....	90
4.1.3 Comparaison entre les charges en nutriment mesurées et simulées.....	94
4.1.4 Comparaison entre la production de sédiments mesurées et simulées.....	98
4.2 Analyse de la production de sédiments par cellule.....	101
CONCLUSION.....	107
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	111
ANNEXES.....	115



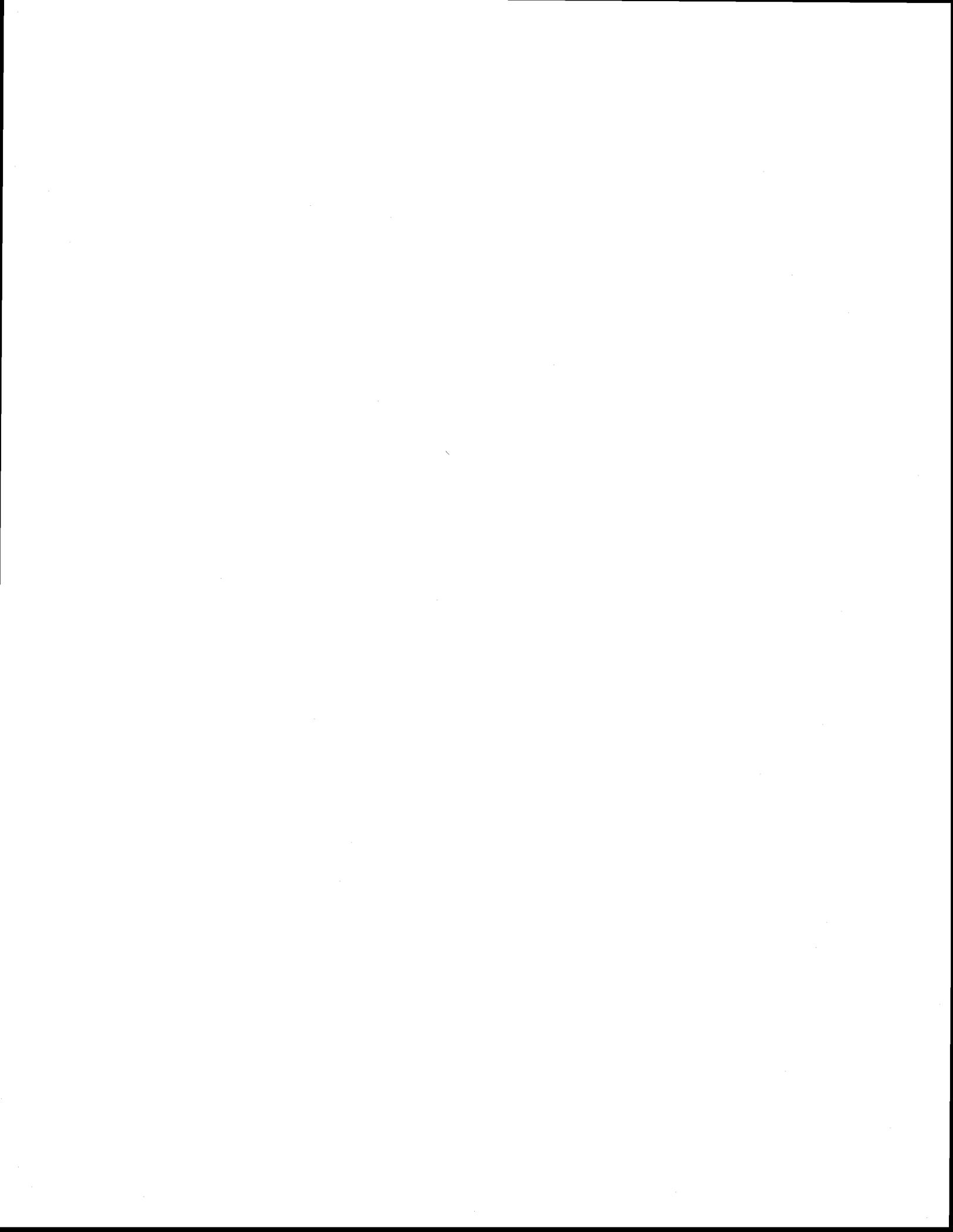
LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Répartition des recettes monétaires par secteur agricole, Québec 1997.....	6
Figure 1.2 : Impacts des pratiques culturales sur les sols et l'environnement.....	13
Figure 1.3 : Principales caractéristiques de l'érosion hydrique.....	19
Figure 1.4 : Cycle du phosphore dans l'environnement.....	21
Figure 1.5 : Cycle de l'azote dans l'environnement.....	29
Figure 2.1 : Principales étapes du fonctionnement du modèle AnnAGNPS.....	39
Figure 2.2 : Méthode de l'algorithme D8.....	40
Figure 2.3 : Les différentes catégories de données d'entrée nécessaires à AnnAGNPS.....	50
Figure 3.1 : Localisation du bassin versant de la rivière Boyer.....	66
Figure 3.2 : Localisation du sous-bassin versant de la Boyer Nord ainsi que des stations d'échantillonnage et météorologiques.....	72
Figure 3.3 : Occupation du territoire pour le sous-bassin versant de la Boyer Nord.....	73
Figure 3.4 : Productions animales retrouvées sur le sous-bassin versant de la Boyer Nord.....	73
Figure 3.5 : Tronçons sur le bassin versant de la rivière Boyer Nord générés par Topaz.....	83
Figure 3.6 : Cellules sur le bassin versant de la rivière Boyer Nord générées par Topaz.....	84
Figure 4.1 : Comparaison entre le débit événementiel simulé et les précipitations.....	90
Figure 4.2 : Comparaison des valeurs mensuelles pour les débits événementiels mesurés et simulés.....	91
Figure 4.3 : Régression linéaire entre les débits mesurés et simulés pour les douze mois de l'année 1999.....	93
Figure 4.4 : Régression linéaire entre les débits mesurés et simulés sans les mois de janvier et mars.....	93
Figure 4.5 : Comparaison des charges mensuelles en azote mesurées et simulées.....	95
Figure 4.6 : Comparaison des charges mensuelles en phosphore mesurées et simulées.....	96
Figure 4.7 : Régression linéaire entre les charges en azote simulées et mesurées.....	97
Figure 4.8 : Régression linéaire entre les charges en phosphore simulées et mesurées.....	97
Figure 4.9 : Comparaison des charges mensuelles en sédiments mesurées et simulées.....	99
Figure 4.10 : Régression linéaire entre les charges en sédiments mesurées et simulées.....	100
Figure 4.11 : Classes de production de sédiments pour chaque cellule.....	105
Figure 4.12 : Classes d'occupation du sol pour chaque cellule.....	105
Figure 4.13 : Classes de texture du sol pour chaque cellule.....	106
Figure 4.14 : Classes de pente pour chaque cellule.....	106



LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Liste des tables de référence disponibles pour le modèle AnnAGNPS.....	49
Tableau 3.1 : Composition chimique pour chaque fertilisant organique.....	77
Tableau 3.2 : Codes utilisés pour définir la surface critique de drainage et la longueur minimale des tronçons sources.....	83
Tableau 4.1 : Données mensuelles des précipitations et des débits mesurés et simulés pour l'année 1999.....	91
Tableau 4.2 : Charges mensuelles en nutriments mesurées et simulées pour l'année 1999.....	95
Tableau 4.3 : Charges mensuelles en sédiments mesurées et simulées pour l'année 1999.....	99
Tableau 4.4 : Les différents types de sol retrouvés sur le territoire associés aux cinq catégories de texture de sol.....	102
Tableau 4.5 : Les différentes occupations du territoire associées aux cinq catégories formées.....	102
Tableau 4.6 : Nombre d'hectares (et cellules associées) contribuant à chaque classe de production.....	104



INTRODUCTION

L'agriculture québécoise a connu une véritable révolution au cours des cinquante dernières années. C'est par l'intensification et la spécialisation des productions végétales et animales que l'on voit apparaître de nouvelles pratiques agricoles. Parmi les changements les plus importants, notons l'augmentation des superficies en monocultures, un travail intensifié du sol et un accroissement des productions animales, notamment le porc. Parallèlement, la superficie des terres consacrées à l'agriculture diminue considérablement. Le secteur agricole se voit donc contraint à produire davantage sur une superficie moindre. Deux problèmes d'envergure apparaissent alors; l'accumulation de nutriments dans les sols et leur transport subséquent vers les eaux de surface, ainsi qu'une sédimentation accrue des cours d'eau en milieu agricole causée par une augmentation de l'érosion hydrique. Le cumul au fil des ans de tous ces changements a eu pour conséquence d'accroître la pression sur les sols agricoles et les eaux de surface. C'est ainsi qu'à la fin des années soixante la pollution diffuse d'origine agricole fait son apparition. Présentement, le secteur agricole est considéré comme étant responsable en grande partie de la génération des charges polluantes se retrouvant dans les eaux de surface en milieu rural.

La pollution diffuse d'origine agricole est un phénomène des plus complexes compte tenu des différents facteurs naturels et anthropiques entrant en ligne de compte. Afin de mieux comprendre le phénomène et de cerner les diverses pratiques agricoles favorisant cette pollution, plusieurs modèles mathématiques spécialisés ont été mis sur pied. L'unité de gestion généralement proposée pour évaluer la qualité de l'eau en milieu agricole est le bassin versant. Cette unité géographique correspond à une définition principalement hydrologique : surface drainée par un cours d'eau, en amont d'un point définissant son exutoire (Abrassart, 1995). La gestion de l'eau par bassin versant est perçue par plusieurs comme étant un moyen efficace de préserver la qualité des ressources hydriques et d'en assurer un usage diversifié et durable (Duchemin, 2000).

Les modèles de pollution diffuse deviennent donc des outils importants dans la gestion agro-environnementale d'un bassin versant. En effet, ceux-ci permettent de simuler l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement et d'identifier les sources potentielles de pollution.

La présente étude vise à évaluer pour la première fois dans le contexte agroclimatique québécois, les performances du modèle AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source pollution). Il s'agit d'un modèle de simulation continue sur une base journalière, utilisé à l'échelle du bassin versant. Celui-ci permet de simuler les débits événementiels engendrés lors de précipitations ainsi que les charges en nutriments (azote et phosphore) et en matières en suspension exportées vers l'aval du bassin versant. Ses composantes hydrologiques reposent sur la technique SCS (Curve Number) alors que le calcul de l'érosion hydrique provient de l'Équation Universelle Révisée de Pertes de Sols (RUSLE). L'une des particularités du modèle AnnAGNPS est qu'il tient compte de la nature des opérations agricoles effectuées au champ et de leur date d'application. Il s'agit de paramètres importants en modélisation de la pollution diffuse agricole. En effet, les opérations peuvent influencer l'importance du ruissellement résultant lors de précipitations, de même que l'intensité de l'érosion et le déplacement des nutriments.

Pour une première application du modèle AnnAGNPS, le bassin versant de la rivière Boyer est tout indiqué. En effet, de nombreuses données caractérisant ce territoire sont disponibles et l'on y retrouve une pollution agricole importante. De plus, cette rivière fait partie des quatre tributaires agricoles du Saint-Laurent jugés prioritaires dans l'entente fédérale-provinciale Saint-Laurent Vision 2000.

Par conséquent, les principaux objectifs de cette étude sont :

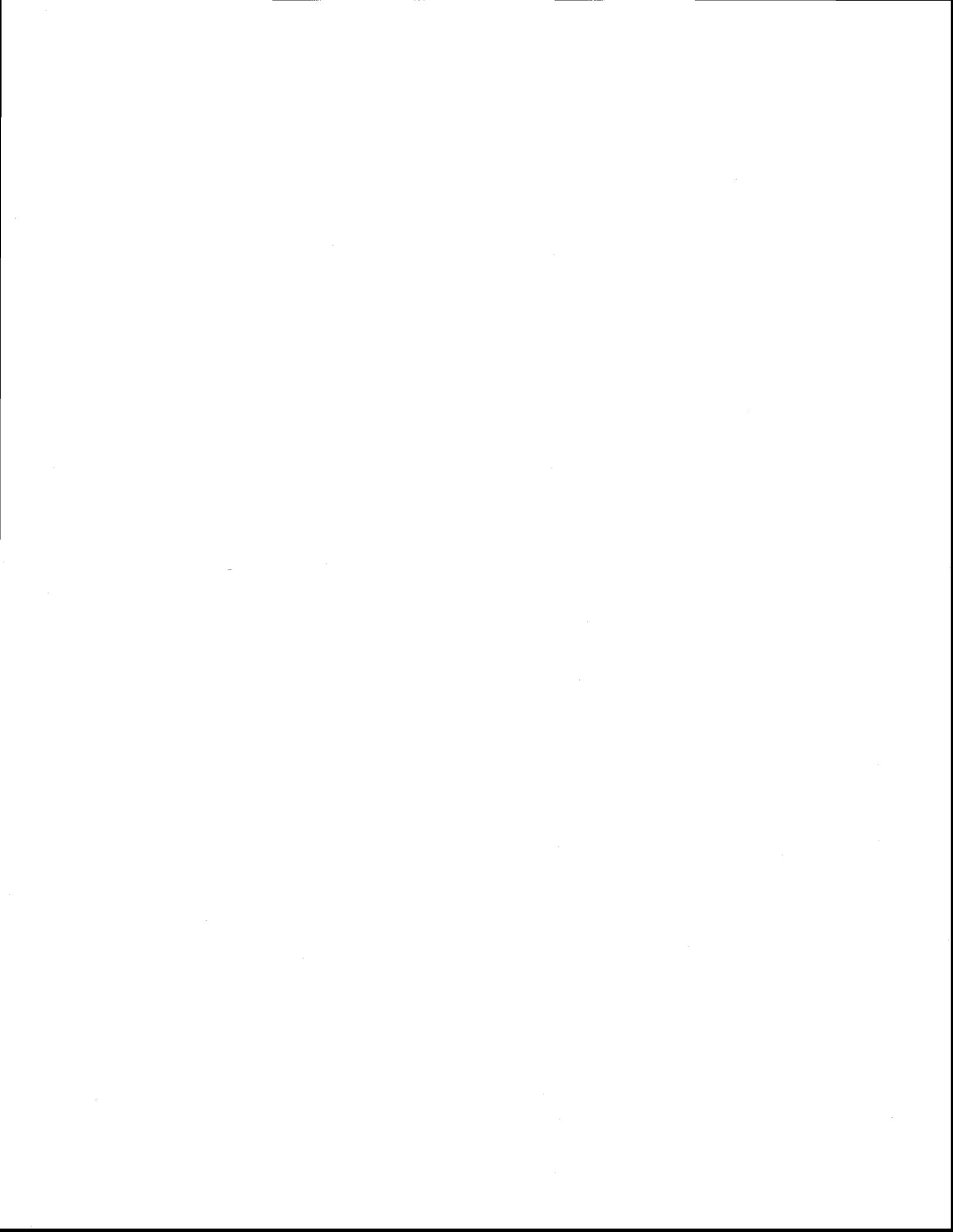
- Documenter le fonctionnement général du modèle AnnAGNPS pour une application québécoise;

- Faire une liste exhaustive des différents paramètres d'entrée nécessaires à l'exécution du modèle;
- Par une étude de comparaison entre les données simulées et mesurées sur le territoire, déterminer l'efficacité du modèle par rapport aux conditions agroclimatiques québécoises;
- Cibler les zones à risque élevé de pollution sur le bassin versant de la rivière Boyer et déterminer leurs principales caractéristiques (occupation du territoire, texture de sol, pente).

L'hypothèse de travail à vérifier est la suivante :

- Est-ce que le modèle AnnAGNPS peut s'appliquer dans les conditions agroclimatiques québécoises.

Le premier chapitre de ce travail propose une revue de littérature sur l'évolution de l'agriculture québécoise et ses impacts sur l'environnement. Nous aborderons les diverses facettes de la pollution diffuse d'origine agricole, les deux principaux nutriments concernés (azote et phosphore) ainsi que les pertes de sol par érosion hydrique. Dans un deuxième temps, le modèle AnnAGNPS sera présenté. Il sera question des différents programmes le composant, des paramètres d'entrée nécessaires ainsi que son fonctionnement. Par la suite, une description du bassin versant à l'étude sera effectuée, de même qu'une présentation de l'acquisition des données et de leur traitement. Enfin, le quatrième chapitre exposera les résultats de simulation obtenus ainsi que leur interprétation.



CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE

Ce premier chapitre a pour but d'effectuer une revue de littérature concernant l'agriculture québécoise et ses impacts sur notre environnement. En premier lieu, nous décrirons le secteur agricole et son évolution depuis les cinquante dernières années. En deuxième lieu, il sera question des principaux changements apportés à l'agriculture et de leurs impacts sur les terres agricoles et les eaux de surface. Enfin, nous nous attarderons sur les deux principaux nutriments impliqués dans la pollution diffuse agricole, l'azote et le phosphore.

1.1) Récapitulatif des conditions agricoles au Québec

1.1.1) L'importance de l'agriculture québécoise

L'agriculture québécoise occupe une place importante dans les retombées économiques de la province. Elle est présentement au premier rang des activités du secteur primaire (forêts, mines, pêches et agriculture). Malgré le faible pourcentage du territoire québécois occupé par les terres agricoles, soit environ 2 %, il n'en demeure pas moins que le secteur agro-alimentaire fournit à la population québécoise 12 % des emplois (Beauchamp, 2000). Lors du recensement agricole de 1996, on dénombrait près de 36 000 exploitations agricoles et 78 000 personnes y travaillant. Pour l'année suivante, les recettes générées par l'ensemble de ces exploitations furent de 4,8 milliards de dollars, avec un taux annuel moyen de croissance de 3,5 % enregistré depuis 1990. La figure 1.1 montre la répartition de ces recettes par secteur agricole. À eux seuls, les produits exportés tels que les produits laitiers, les fruits et légumes, les céréales, le porc ainsi que différentes autres viandes, génèrent 2,42 milliards de dollars par an. Enfin, au niveau national la part de l'agriculture québécoise se situe entre 16 et 17 %.

Notre agriculture est fortement axée sur les productions laitière et bovine, en raison du potentiel fourrager des terres agricoles et des conditions climatiques locales. À ces

productions s'est ajouté l'élevage porcin qui a pris une ampleur importante au cours des trois dernières décennies. C'est ainsi que les exploitations laitières et porcines prédominent avec 50 % de la valeur totale de la production agricole québécoise. Pour ce qui est de la production végétale, elle correspond à un peu plus de 16% de la valeur totale et est dominée par les céréales ainsi que par les fruits et légumes.

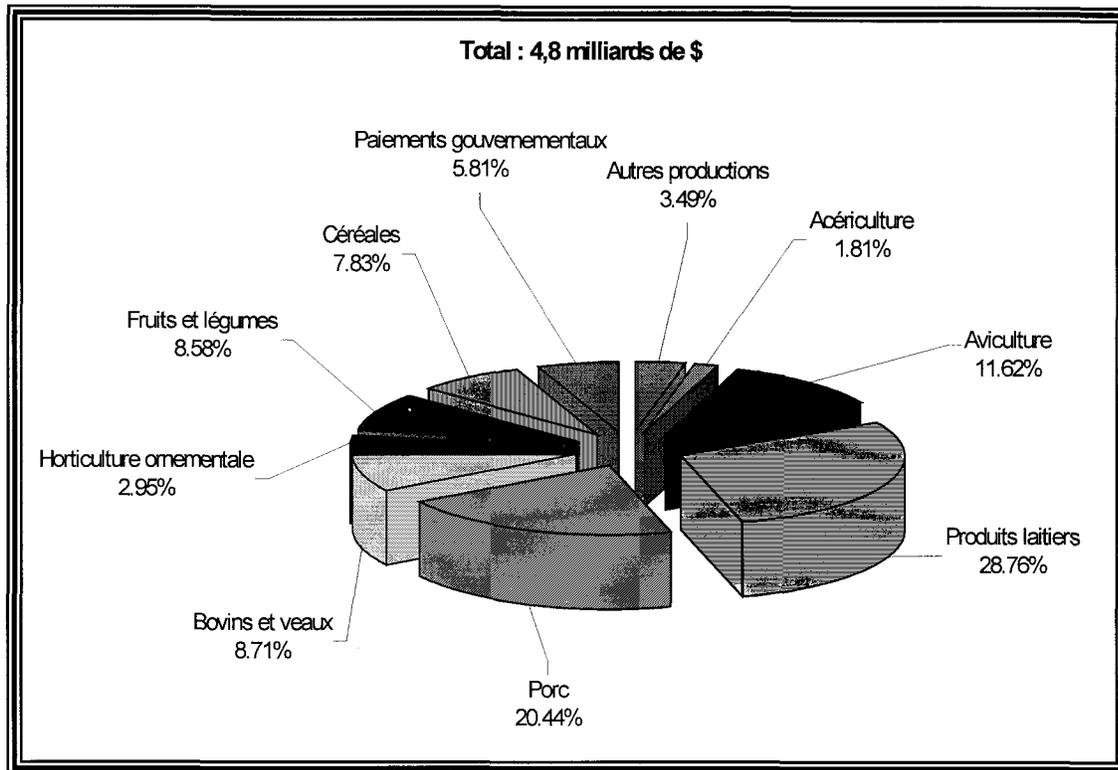


Figure 1.1 : Répartition des recettes monétaires par secteur agricole, Québec 1997 (MAPAQ, 1998).

Le territoire québécois est divisé en trois grandes zones de production, soit la zone centrale (Montérégie, Centre-du-Québec, Lanaudière), la zone intermédiaire (Québec, Mauricie, Chaudière-Appalache, Estrie, Laurentides) et la zone périphérique (Bas-St-Laurent, Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine, Outaouais, Abitibi-Témiscamingue, Saguenay-Lac-St-Jean, Côte-Nord). La zone centrale est caractérisée par une très grande diversité de productions agricoles : lait, porcs, volailles, bovins de finition, œufs, céréales, légumes

et fruits. Dans la zone intermédiaire, ce sont les productions laitières et porcines qui dominent mais on y retrouve aussi le bœuf, les céréales, la volaille et les légumes. Enfin, les productions laitières et bovines sont prédominantes dans les régions périphériques.

1.1.2) L'évolution de l'agriculture québécoise

Au début des années 50, on constate une révolution des pratiques agricoles existantes. Considérée à l'époque comme étant une agriculture fondamentalement de subsistance avec des techniques plus ou moins artisanales, elle devient progressivement intensive et spécialisée. On assiste alors à la disparition de quelques 100 000 des 135 000 fermes québécoises. Leur nombre diminue mais leur superficie moyenne augmente, entraînant une concentration de production dans un nombre de plus en plus restreint d'exploitations. C'est ainsi qu'entre 1951 et 1985, l'indice global de production agricole du Québec a augmenté de 124 % tandis que les superficies cultivées et le nombre d'exploitations ont diminué respectivement de 25 % et 42 % (Chokmani, 1996). Dorénavant, la production agricole fait place aux élevages industriels et aux monocultures.

Du point de vue production végétale, on assiste à la spécialisation des cultures, ce qui entraîne une intensification de certaines d'entre elles telles que le maïs, le blé, l'orge et le soja. Entre 1991 et 1996, les surfaces en maïs-grain et en maïs à ensilage ont progressé de 14%, ce qui équivaut à une superficie totale de 371 000 hectares. Les cultures de soja prennent aussi de l'ampleur avec une hausse fulgurante de 283% par rapport à 1991. Dorénavant, les champs consacrés au pâturage font place aux champs de céréales. La production de légumes est aussi en expansion, atteignant 40 000 ha en 1996 (10% de plus). Quant à la production animale, elle augmente considérablement ce qui fait en sorte que le cheptel se retrouve concentré dans des établissements spécialisés. Certains secteurs tels que le porc, ont accru leur production de plus de 20 % depuis 1990 atteignant en 1996, 3,4 millions de têtes (Statistique Canada, 1997).

Ce remaniement des pratiques agricoles pousse les agriculteurs à produire davantage sur une superficie moindre. Par conséquent, pour rester concurrentielles les entreprises agricoles doivent accroître leur productivité et ce, en modifiant la gestion des terres. Ainsi, la disponibilité de machineries agricoles de plus en plus efficaces, l'installation de drainage souterrain, l'utilisation de cultivars améliorés, l'irrigation et l'application accrue de pesticides et de fertilisants minéraux et organiques, ont accru la productivité des terres. Simultanément, les terres agricoles sont aménagées : redressement des petits cours d'eau, drainage, enfouissement de fossés, coupe d'arbres et nivellement.

1.2) Conséquences des principaux changements apportés au milieu agricole

1.2.1) L'augmentation des monocultures

Les champs sous monoculture sont caractérisés par un couvert végétal variable au cours de l'année et un espacement plus ou moins grand entre les rangs selon le type de culture. Ces deux principales caractéristiques entraînent donc un manque de recouvrement du sol et une diminution du potentiel à retenir les éléments nutritifs. Les terres agricoles sous monoculture sont peu recouvertes durant l'année. En effet, lors de la période hivernale le sol se retrouve à nu après les récoltes d'automne et le travail du sol effectué en prévision de la prochaine saison de culture. De plus, au printemps lorsqu'il y a semis, il faut un certain temps avant l'établissement et le développement d'une bonne couverture végétale. C'est alors qu'apparaît l'érosion hydrique et les pertes de nutriments par lessivage et ruissellement. En effet, le couvert végétal est très important lors d'événements pluvieux puisqu'il diminue l'impact des gouttes de pluie sur le sol, ralentit la vitesse de l'eau et favorise l'infiltration. Par conséquent, les terres non protégées c'est-à-dire à sol nu, sont davantage propices aux pertes de sol. Ajouté à cela l'espacement entre les rangs qui peut atteindre 76 à 90 centimètres (dans le cas du maïs et de la pomme de terre respectivement) et nous obtenons un sol à la merci des intempéries climatiques.

Les monocultures entraînent aussi des pertes d'éléments nutritifs par lessivage et ruissellement. En effet, la végétation ne fait pas que protéger le sol des gouttes de pluie, mais prélève et emmagasine dans ses tissus les nutriments contenus dans le sol ou appliqués sur les terres. Ainsi, le lessivage de l'azote est plus faible sous prairie que sous cultures annuelles (Simon et al., 1989). Ce phénomène s'explique par une occupation permanente du sol, une période de croissance plus longue, une immobilisation importante d'azote dans les racines et les chaumes et par un stockage possible au niveau de la litière.

Par conséquent, les pertes importantes de superficies consacrées aux prairies et aux pâturages, au profit de l'intensification et de la spécialisation des cultures de maïs, blé, orge et soja, ont fait en sorte d'augmenter l'érosion des sols ainsi que les pertes d'éléments nutritifs vers les cours d'eau.

1.2.2) Le travail intensif du sol

L'augmentation de la productivité agricole québécoise s'est effectuée principalement en changeant la gestion des terres. Par conséquent, les travaux réalisés sur les sols agricoles sont plus fréquents. Les principaux objectifs de ce travail sont de réduire la masse volumique apparente de la couche superficielle du sol, d'incorporer les fertilisants, les résidus de plantes et les amendements, de créer un lit de semence propice à la germination, tout en assurant un contrôle des mauvaises herbes et des insectes. Ce travail dit conventionnel, a pour effets d'homogénéiser la couche arable du sol, en y incorporant par le labour la partie supérieure des horizons sous-jacents qui sont moins fertiles. Cependant, les matériaux contenus dans ces horizons peuvent favoriser une augmentation du ruissellement compte tenu de leur faible capacité de rétention en eau et en éléments nutritifs. De plus, ce mode de travail du sol influence l'humidité et la température de celui-ci, le pH, la vie microbienne, la qualité et la distribution de la matière organique et par le fait même certaines propriétés physiques du sol.

Selon plusieurs études effectuées sur divers types de travail du sol, le labour serait considéré comme le plus néfaste pour les terres agricoles. En effet, les recherches réalisées par Hill (1990) et Freebairn et al. (1989) démontrent que le labour augmente la porosité du sol et détruit par le fait même les biopores responsables de la continuité des conduits poreux. Ceci a pour conséquence d'accroître la compaction des sols et par conséquent, la conductivité hydraulique s'en trouve affectée. Un champ labouré générerait de 6 à 7 fois plus de ruissellement qu'un champ non labouré (Hill, 1993).

Donald et al. (1993) arrivent quant à eux, à la conclusion que le labour augmente l'érosion des sols entraînant par le fait même les pertes d'azote et de phosphore associés aux sédiments. De plus, le labour conventionnel accélère les pertes de carbone et la minéralisation du phosphore et de l'azote (Lamb et al., 1985).

Enfin, le labour fréquent associé aux travaux secondaires intensifs, provoquerait une diminution de près de 50 % de la matière organique du sol. Cette baisse est habituellement associée aux cultures de plantes annuelles. En effet, celles-ci ont besoin d'un travail fréquent, ce qui a pour conséquence de diluer et d'oxyder la matière organique et ainsi détériorer les propriétés physiques du sol.

Donc, le travail intensif des terres génère beaucoup d'érosion et de ruissellement, tout en s'attaquant directement aux propriétés physiques du sol.

1.2.3) L'augmentation de la production animale

La production animale depuis les années 1950 a connu une forte hausse. Proportionnellement, les quantités de lisier et de fumier provenant des déjections animales ont augmenté. Associé à cela un entreposage inadéquat et une densité animale dépassant souvent les limites permises et nous obtenons de sérieux problèmes.

Ces problèmes reliés à l'augmentation de la production animale se situent principalement dans la gestion déficiente des déjections. Karemangingo (1998) rapporte que la quantité de fumier et lisier produite dans les régions d'élevages intensifs est d'environ 30 millions de m³, dont 6 millions proviennent du lisier de porc. Puisque ces produits ont un bon pouvoir fertilisant dû à leur taux en azote, phosphore et potassium, leur valorisation consiste à les épandre sur les terres agricoles. Par contre, ces épandages deviennent vite excessifs dû au manque de terres pour les intégrer. Les agriculteurs en viennent donc à épandre de fortes doses sur leurs champs avant et après la saison des cultures, pour disposer de leurs surplus. En 1993, 63% des terres sous cultures étaient « surfertilisées » (Karemangingo, 1998). Les éléments nutritifs (N,P,K) se retrouvent alors en excès par rapport à la demande des cultures, ce qui provoque une accumulation dans le sol.

La période d'épandage est aussi un facteur relié directement aux pertes d'éléments nutritifs dans le milieu. À ce sujet, Chokmani (1996) a constaté que les pertes de nutriments étaient plus élevées lorsqu'il y avait épandage de fertilisants organiques à l'automne. Ce phénomène serait principalement dû à une faible assimilation par les plantes à cette période et à un couvert végétal presque absent, ce qui favorise l'érosion des sols. Les surplus épandus seraient donc perdus soit par érosion, ruissellement ou lessivage. Gangbazo et al. (1995) confirment ce phénomène. Ils ont constaté que les pertes d'azote étaient plus élevées dans les eaux de ruissellement et le profil du sol lorsqu'il y avait application de fertilisants à l'automne.

Il y a aussi les événements pluvieux qui entrent en ligne de compte. Edwards et Daniel (1993) ont observé qu'une pluie survenant 24 heures après l'application de fumier a pour conséquence d'augmenter la présence d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement. Ils ont mesuré que 18,7% de l'azote total et 7,3% du phosphore total appliqués, se retrouvaient dans ces eaux.

Cependant, cette gestion déficiente ne se retrouve pas uniquement au niveau de la valorisation des déjections, mais aussi par rapport aux modes d'entreposage. En effet, Asselin (1992) rapporte qu'en 1989, 67% des exploitations animales emmagasinaient leur fumier à la surface du sol. Par conséquent, les déchets solides se retrouvent exposés aux pluies ce qui favorise leur lessivage. Les pertes annuelles en azote, phosphore et potassium à partir des tas de fumier pourraient atteindre respectivement 15%, 5,5% et 40% des quantités initiales contenues dans les tas. Enfin, pour les exploitations animales ayant des sites spécifiques d'entreposage, on constate dans plusieurs cas que ceux-ci ne sont pas étanches et laissent s'écouler leur contenu à l'extérieur. Ainsi, la gestion déficiente des déjections animales a pour principale conséquence de favoriser l'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol. Ces éléments se retrouvent donc à la merci de l'érosion, du ruissellement et du lessivage.

Tous ces changements peuvent sembler anodins lorsque pris individuellement mais collectivement ils ont un impact considérable. C'est le cumul au fil des ans de tous ces bouleversements qui a fait en sorte d'accroître l'érosion hydrique, le ruissellement et le lessivage, tout en favorisant l'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol. La figure 1.2 présente un résumé de ces changements et de leurs impacts sur l'environnement. Dorénavant, nous pouvons parler à juste titre de pollution agricole.

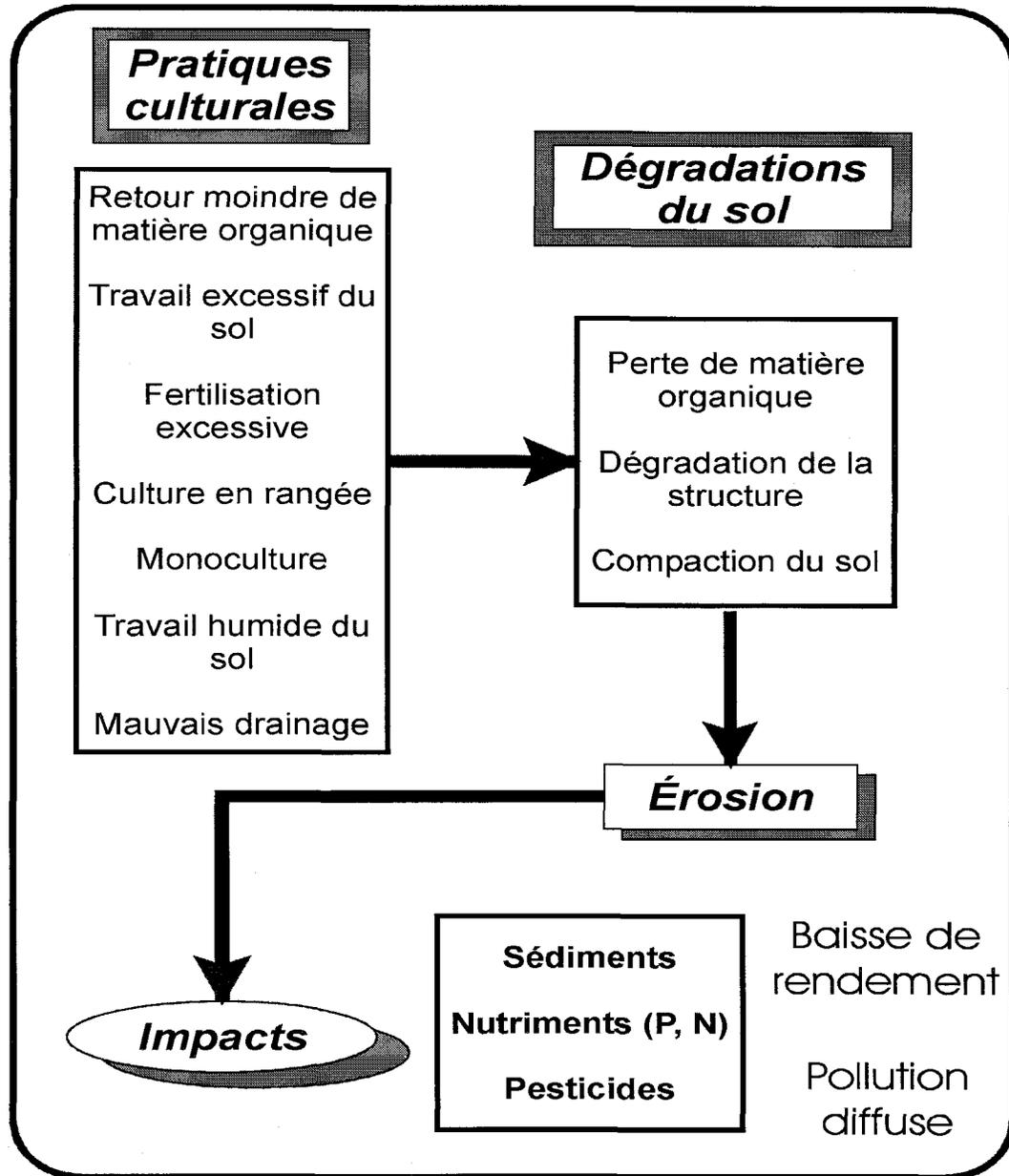


Figure 1.2 : Impacts des pratiques culturales sur les sols et l'environnement.

1.3) La pollution diffuse d'origine agricole

L'évolution agricole des 50 dernières années a eu pour conséquences d'augmenter la productivité agricole mais aussi de créer une pression croissante sur les deux ressources naturelles de base pour l'agriculture : l'eau et le sol. C'est alors que sont apparus de nombreux problèmes : pollution ponctuelle et diffuse, perte de biodiversité et d'habitats humides et aquatiques, dégradation des cours d'eau, contamination de sources d'eau potable et autres.

1.3.1) Pollution ponctuelle et diffuse

Nos ressources en eau sont constamment affectées par un ensemble d'activités humaines. De façon générale, la pollution des eaux de surface peut être divisée en deux classes : pollution ponctuelle et pollution diffuse. Les sources de pollution ponctuelle sont dites locales, facilement repérables, quantifiables et leurs impacts peuvent être rapidement évalués. Il s'agit d'un rejet direct de polluants dans les cours d'eau. Elles sont habituellement de type industriel ou domestique, mais le milieu agricole n'y échappe pas : effluent des eaux de laiterie, sortie d'un système de drainage agricole souterrain, etc. De plus en plus facile à identifier et à contrôler, elles peuvent être éliminées soit en arrêtant l'apport de polluants, soit en traitant les eaux polluées avant leur déversement dans les cours d'eau.

Les sources de pollution diffuse sont beaucoup plus difficiles à percevoir à cause de leur répartition sur l'ensemble du territoire et à leur manifestation de façon intermittente. En effet, lors d'événements pluvieux ou de fonte des neiges, il se produit une augmentation des polluants dans les cours d'eau. De par l'écoulement de l'eau sur le territoire pollué, les sols, les composés chimiques adsorbés et les substances dissoutes sont alors apportés vers les cours d'eau. L'évaluation des sources de pollution diffuse est d'autant plus complexe qu'il y a des transformations physiques, chimiques et biologiques des polluants tout au long de leur migration. Ces changements sont en relation directe avec les

caractéristiques physiques et hydrologiques du territoire. C'est pourquoi, la pollution diffuse varie d'une région à l'autre en fonction des conditions géologiques et géographiques s'y rapportant. Les sources de pollution diffuse prises individuellement n'ont pas ou peu d'impacts sur l'environnement. Il s'agit plutôt de l'effet cumulatif amont-aval de tous ces polluants qui crée de sérieux problèmes au point de vue environnemental.

Les sources ponctuelles sont considérées depuis longtemps comme étant responsables en grande partie de la dégradation des eaux. Cependant, c'est à la fin des années 1960 que l'on s'aperçoit de l'importance des sources diffuses dans la pollution des eaux. Par le fait même, les activités agricoles sont pointées du doigt. À ce jour, la pollution agricole est considérée comme étant responsable en majeure partie de la génération des charges polluantes des eaux de surface. Les plus récentes études ont démontré une diminution importante de la plupart des polluants des rivières, à l'exception de ceux reliés aux activités agricoles tels que les nitrites, nitrates et phosphore (Environnement Canada, 1997).

1.3.2) Le transport des polluants par érosion hydrique

La forme la plus connue et la plus manifeste de dégradation des sols en milieu agricole est sans nul doute l'érosion hydrique. Le sol érodé peut être considéré comme étant le principal polluant d'origine agricole, de par le transport vers les cours d'eau de matières nutritives, de métaux lourds, de pesticides et autres composés toxiques (Bédard, 1989).

L'érosion hydrique se définit comme étant la perte de sol le long d'une pente ou d'une surface non protégée (à découvert) résultant de l'action de la pluie. Ce phénomène est à la base une manifestation naturelle dont les traces sont souvent imperceptibles à court terme mais dont les effets sont présents à long terme (Duchemin, 2000). Elle peut être accélérée par les activités humaines telles que l'agriculture, la foresterie ou la

construction d'un réseau routier. Il s'agit alors d'érosion accélérée d'origine anthropique. Pour le milieu agricole, l'érosion hydrique est un grave problème. En effet, celle-ci engendre la dégradation des sols due à une perte de matière organique dans la partie la plus fertile du sol. De plus, lorsque le taux de pertes excède le taux de formation, le sol devient progressivement plus mince et moins productif. Ainsi, pour le milieu agricole, le taux d'érosion acceptable est celui qui permet au sol de se régénérer sans qu'il n'y ait diminution de la fertilité courante (Duchemin, 2000). Par conséquent, une perte maximale moyenne de 1,1 kg/m²/an (11 tonnes/ha/an) est souvent tolérée. Cependant, des valeurs de 0,2 à 0,6 kg/m²/an sont davantage recommandées selon les types de cultures et de sols. Enfin, l'érosion hydrique contribue de façon majeure à la pollution diffuse agricole et par conséquent à la pollution des eaux.

Deux principaux facteurs vont engendrer l'érosion hydrique, soit les précipitations et l'écoulement de surface. Premièrement, lors de pluies intenses, l'impact des gouttes d'eau sur le sol entraîne le détachement des particules de sol. Par conséquent, celles-ci se retrouvent en suspension dans la lame d'eau et sont transportées en aval de leur point de départ. Les plus denses sédimenteront pour ainsi colmater les pores du sol et former une croûte de battance qui réduit sa perméabilité. C'est alors qu'apparaît l'écoulement de surface qui transportera les sédiments à l'intérieur de petits canaux où l'écoulement est préférentiel, jusqu'aux rivières et lacs en aval. De plus, si la pente du terrain est suffisamment forte, la vitesse de l'eau favorisera le détachement subséquent d'autres particules de sol.

L'érosion est un processus sélectif à l'égard des fines particules. Ainsi, les argiles et la matière organique sont les premières à être détachées du sol due à leur petite taille. Par ailleurs, en raison de leur grande surface spécifique, ce sont ces mêmes particules, telles que l'argile et le limon, qui adsorbent et transportent de grandes quantités de nutriments (N, P, K). C'est ainsi que les composés chimiques adsorbés à ces particules et provenant des pesticides et fertilisants agricoles vont se retrouver dans les cours d'eau. Apparaît

alors dans les eaux de surface une augmentation des nutriments, tels que le phosphore et l'azote, qui ont pour conséquence l'eutrophisation, c'est-à-dire une fertilité excessive des cours d'eau. De plus, les sédiments en suspension parvenus au cours d'eau par ruissellement vont affecter eux aussi l'environnement des eaux de surface, d'une part en colmatant les sites de fraie et d'autre part en réduisant la pénétration de lumière. Par ces phénomènes, les écosystèmes aquatiques sont alors sujets à de graves détériorations.

L'érosion hydrique peut se manifester sous différentes formes. Au sol, il y a l'érosion pluviale, l'érosion en nappe, en rigole et l'érosion par ravinement tandis qu'en rivière on constate l'érosion du lit et des berges.

Les processus physiques régissant l'érosion hydrique sont gouvernés par différents facteurs liés au climat, à la topographie, à l'hydrologie et à l'occupation du territoire. Premièrement l'hydrologie, c'est-à-dire les précipitations, leur intensité, leur durée et l'énergie cinétique de la pluie. Karemangingo (1998) rappelle que l'intensité et la durée de la pluie favorise davantage l'érosion hydrique que la quantité totale d'eau tombée. Ainsi, la quantité de particules éjectées varie en fonction de l'énergie cinétique des précipitations. Par conséquent, les pertes les plus importantes surviendront lors d'orages. Viennent ensuite la topographie du territoire, la longueur, l'inclinaison et la forme de la pente. Le type de sol est aussi important de par sa texture, sa structure et ses paramètres physico-chimiques. Enfin, la couverture végétale (type de plantes, type de croissance, genre de racine et de voûte) peut aussi faire varier l'érosion. En effet, des cultures telles que le maïs ou le soja, peuvent réduire l'érosion hydrique en protégeant le sol de la pluie mais, lorsque récoltées, elles laissent le sol à découvert entraînant une augmentation de l'érosion. Les pratiques culturales comme le labour et la rotation des cultures, favorisent elles aussi l'érosion hydrique.

Un autre facteur retrouvé au Québec est la fonte des neiges. L'érodabilité des sols, c'est-à-dire leur vulnérabilité à l'attaque de l'agent érosif tel que les précipitations et

l'écoulement de surface, est à son maximum lors de la fonte des neiges. En effet, au printemps lorsqu'il y a dégel de la couche supérieure du sol, cette saturation empêche l'eau de fonte de s'infiltrer rapidement. De plus, une couche de sol encore gelée sous la surface ne favorise pas l'infiltration. Le ruissellement provoque alors le lessivage des sols vers l'aval.

Ainsi, l'érosion des sols entraîne non seulement une diminution de productivité pour les terres agricoles, mais aussi une perte importante d'éléments nutritifs vers les cours d'eau, tels que le phosphore et l'azote. La figure 1.3 résume les grandes caractéristiques de l'érosion hydrique.

1.4) Le phosphore : source de pollution

Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la croissance des plantes. Au Québec, plusieurs sols agricoles sont naturellement pauvres en phosphore. Les agriculteurs appliquent donc des engrais phosphatés pour répondre à la demande des plantes. Par ailleurs, ces applications sont souvent excessives. De plus, pendant plusieurs années la valeur fertilisante en phosphore des effluents d'élevage n'était pas considérée. Ceci a donc entraîné une saturation du sol en phosphore, puisque les besoins des cultures pour ce nutriment étaient comblés par les apports provenant des engrais minéraux. C'est ainsi que, par différents mécanismes, le phosphore sera transporté vers les cours d'eau en aval.

1.4.1) Le phosphore dans notre environnement

Le phosphore contenu dans le sol provient essentiellement de l'altération des roches, de la décomposition et minéralisation de la matière organique ainsi que des fertilisants phosphatés utilisés en agriculture. Sa concentration moyenne est de 600 mg P/kg de sol. On le retrouve sous deux formes différentes, soit sous forme organique et inorganique. Le phosphore organique est présent dans la matière organique du sol. Il est formé de

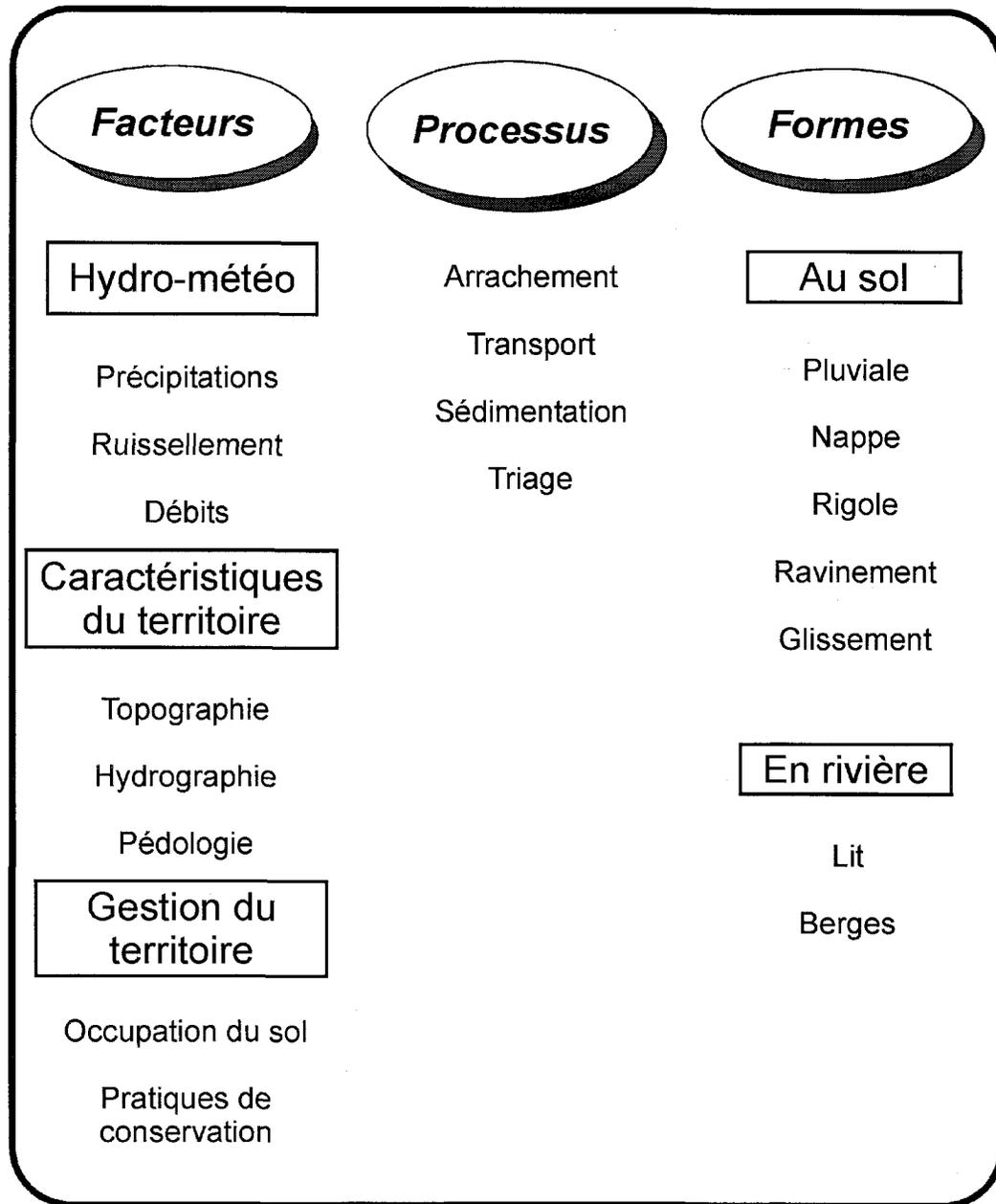


Figure 1.3 : Principales caractéristiques de l'érosion hydrique.

phosphore condensé (phospholipides), d'acides nucléiques et surtout d'inositols phosphates. Le phosphore inorganique, quant à lui, est associé aux particules minérales du sol.

De plus, on retrouve ces formes de phosphore soit en phase particulaire ou en phase dissoute. Le phosphore inorganique est principalement sous forme particulaire. On le trouve soit adsorbé à la surface des oxydes de fer et d'aluminium, soit précipité (MSP) sous forme de phosphate de fer, d'aluminium ou de calcium. Il peut également se voir emprisonné dans les minéraux ou concrétions d'oxydes de fer et d'aluminium (P occlu) ou sous forme de minéraux apatitiques (MPP) (Karemangingo, 1998). Pour sa part, le phosphore organique particulaire est transformé en phosphore inorganique par le processus de minéralisation. Il devient ainsi disponible pour les plantes mais aussi pour le lessivage.

La phase dissoute est la plus disponible pour la flore aquatique. En effet, elle comprend une forme inorganique directement disponible, une forme condensée pouvant être hydrolysée et transformée en forme inorganique (disponible) et enfin une forme organique qui après minéralisation, devient inorganique et donc disponible. La figure 1.4 synthétise les processus intervenant dans le cycle du phosphore.

Le phosphore en milieu naturel, même à de fortes concentrations, n'est pas toxique pour les êtres humains, les animaux et les poissons. On peut le considérer comme étant un polluant indirect puisqu'il favorise l'eutrophisation des cours d'eau. En effet, le phosphore est un élément essentiel au développement des algues et des plantes aquatiques. C'est pourquoi, lorsque sa concentration augmente dans les eaux, il y a multiplication de la biomasse végétale ce qui crée l'eutrophisation des plans d'eau.

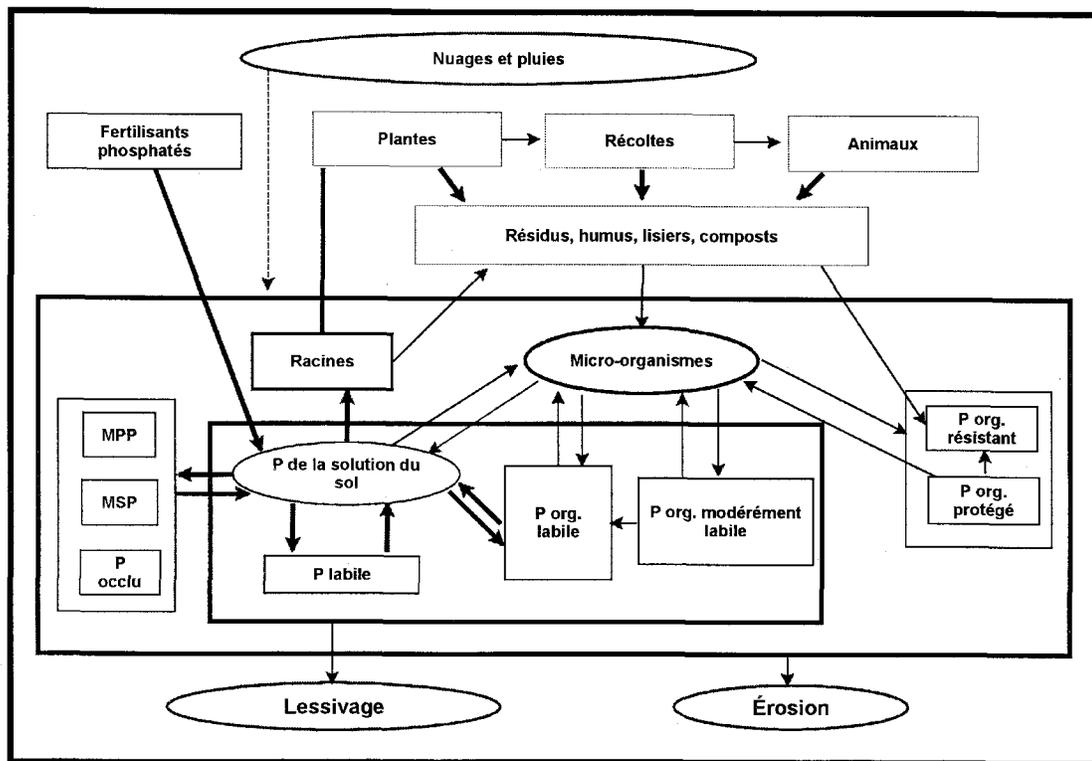


Figure 1.4 : Cycle du phosphore dans l'environnement (tiré de Karemangingo, 1998).

1.4.2) L'eutrophisation

L'eutrophisation est un phénomène évolutif au cours duquel il y a prolifération des plantes et des algues aquatiques, notamment des macrophytes. Cette prolifération enrichit le milieu en matières nutritives et par conséquent, en organismes vivants (microorganismes) et en matières organiques diverses. C'est ainsi que la concentration en oxygène dissous chute dramatiquement par une demande accrue des organismes. S'en suit alors une dégradation des eaux. Les eaux eutrophisées montrent de grandes variations du pH, des modifications de la flore aquatique telles que l'apparition de plantes de grandes tailles, une diminution de la qualité de la chaîne alimentaire aquatique et la disparition de certaines espèces de poissons. De plus, tous ces changements peuvent nuire aux activités récréatives.

Les risques d'eutrophisation augmentent lorsque la concentration en phosphore dans les eaux dépasse 0,03 mg/L (MENVIQ, 1990). La teneur en phosphore inorganique admise au Canada est de 0,065 mg/L pour l'usage public de l'eau. Plusieurs études effectuées au Québec ont évalué que la charge annuelle de phosphore total transportée dans les eaux de ruissellement se situait entre 0,03 et 2,80 kg de P/ha. Dans les rivières, on retrouve des teneurs en phosphore dissous et particulaire supérieures à 1 mg de P/L (Bernard, 1984).

1.4.3) L'accumulation du phosphore dans le sol

Historiquement, la pollution des eaux par le phosphore était associée aux sources ponctuelles provenant des effluents domestiques et industriels. Cependant, depuis plusieurs années on constate au Québec que les bassins versants à caractère agricole présentent une forte concentration en phosphore. Des problèmes environnementaux sont observés principalement dans les régions qui ont des surplus d'engrais de ferme et qui pratiquent la culture intensive du maïs. À titre d'exemple, Gangbazo (1997) estime que la pollution diffuse agricole contribue en moyenne à 50% de la charge en phosphore total dans les affluents des rivières l'Assomption, Chaudière et Yamaska. En Ontario, on constate que ce sont 48% des sols agricoles qui ont des teneurs en phosphore élevées ou excessivement élevées. En Colombie-Britannique, ce taux s'élève à 59%. Le MAPAQ confirme qu'au Québec, sept régions agricoles se retrouvent avec un niveau de phosphore dans le sol classé élevé, c'est-à-dire ayant plus de 150 kg de P/ha.

L'accumulation de phosphore dans le sol est surtout observée dans les zones d'élevages intensifs et de monocultures. Cette accumulation sur les bassins versants agricoles provient principalement des fertilisants minéraux et organiques épandus en quantités excédant les besoins des cultures. On peut ajouter à cela, le fait que les recommandations pour les doses d'application de ces engrais sont basées sur les besoins azotés des cultures. On se retrouve donc avec des doses en phosphore beaucoup trop élevées. Une étude réalisée par Stevenson (1986) a démontré que les plantes utilisaient moins de 10 % des

fertilisants phosphatés appliqués, les 90 % restant se retrouvent fixés aux particules de sol. Cette augmentation de phosphore dans les sols influence la concentration et les pertes de phosphore dans l'eau de ruissellement. À ce sujet, une étude réalisée par Beauchemin (1996) arrive à la conclusion qu'il existe une relation très significative entre le niveau d'enrichissement du sol en phosphore et le niveau d'enrichissement des eaux.

Tran et al. (1996) ont analysé l'impact des engrais de ferme sur l'accumulation du phosphore. Après huit années d'expérimentation faisant intervenir des épandages de fumier de bovin à des doses de 60 t/ha/an et 100 t/ha à tous les deux ans, ils constatèrent que les teneurs en phosphore disponible dans le sol étaient passées de 51 kg/ha à 151 et 258 kg/ha respectivement. De plus, après seize années de fertilisation avec du lisier de porc à des doses de 60 et 120 t/ha/an, la teneur de phosphore dans le sol est passée de 76 à 202 et 397 kg/ha respectivement. Ces accumulations s'étaient effectuées principalement dans la couche de sol de 0-20cm. En effet, on constate habituellement que les horizons de surface sont généralement plus riches en phosphore. Ce phénomène s'explique par la décomposition de la matière organique, par les apports d'engrais phosphatés minéraux et organiques et par la faible mobilité du phosphore dans le profil. Ces accumulations chemineront par la suite vers les cours d'eau et les nappes souterraines.

1.4.4) Phénomènes associés au transport du phosphore

Le transport du phosphore se fait principalement grâce au ruissellement de surface et à l'érosion hydrique. Le phosphore est transporté dans les eaux de ruissellement sous forme dissoute mais aussi et surtout sous forme particulaire. Le phosphore dissous provient du phosphore relâché par la couche superficielle du sol, c'est-à-dire de 5 cm et moins et par le matériel végétal. Il représente environ 30% du phosphore total ruisselé et est constitué à 85% de phosphore inorganique. Le phosphore particulaire quant à lui, est adsorbé aux particules de sol, au matériel végétal et à la matière organique érodée durant

le ruissellement. Il représente 70% du phosphore total transporté dans les eaux de ruissellement. De façon générale, le phosphore dissous est transporté avant le phosphore particulaire.

Le transport du phosphore débute lorsqu'il y a une pluie. Sous l'influence de celle-ci, le phosphore subit une désorption, une dissolution et une extraction du sol, des résidus de culture en décomposition et des fertilisants laissés en surface. La quantité de phosphore désorbé est fonction de la concentration en cet élément dans le sol ainsi que de la capacité de fixation du sol.

Une portion de l'eau de pluie atteignant la surface du sol va s'infiltrer dans le profil tandis qu'une autre portion va ruisseler. Cette eau de ruissellement va interagir avec la surface du sol appelée zone d'interaction, qui varie entre 1 et 2,5 cm. Elle déloge ainsi le phosphore dissous des pores du sol, solubilise les composés solubles du phosphore et désorbe une fraction du phosphore inorganique adsorbé. Le phosphore dissous se retrouve donc dans l'eau de ruissellement où il y aura réactions inverses d'adsorption et de désorption avec les sédiments, selon leur capacité de fixation. Ces réactions vont se produire en fonction de la concentration des sédiments et du phosphore dissous et particulaire. Pour sa part, la quantité de phosphore particulaire se retrouvant dans l'eau de ruissellement sera fonction du taux d'érosion du sol.

Ainsi, une portion des particules de sol érodé va être entraînée dans l'eau de ruissellement dont certaines précipiteront le long du parcours. Tel que mentionné auparavant, les fractions d'argile et de matière organique sont davantage érodées.

Étant donné que le phosphore se lie particulièrement à celles-ci, le contenu en phosphore particulaire sera plus élevé sur la matière érodée qu'à la surface du sol et donc, dans les eaux de ruissellement. Par conséquent, au fur et à mesure que l'érosion augmente, la concentration de phosphore particulaire s'accroît.

La concentration en phosphore dissous dans les eaux de ruissellement est fonction de la nature du sol, de la teneur du sol de surface en phosphore disponible et de la quantité d'engrais phosphatés appliquée. De plus, la capacité d'infiltration d'un sol, l'importance de l'événement pluvieux et les caractéristiques topographiques du terrain vont influencer le ruissellement et donc la quantité de phosphore dissous s'y trouvant.

Il peut y avoir des variations de concentrations de phosphore dissous et particulaire dans les eaux lors du transport vers les cours d'eau. En effet, le phosphore biodisponible peut être prélevé par la faune aquatique tandis que le phosphore particulaire peut être déposé ou érodé des berges avec les fluctuations de courant. Cependant, ces variations vont être fonction des concentrations en phosphore dissous et particulaire retrouvées dans l'eau de ruissellement.

Un autre mécanisme de transport peut se produire s'il y a saturation du sol en phosphore. Il s'agit du lessivage, touchant principalement la forme dissoute. Auparavant, cette forme de transport n'était pas envisagée étant donné la grande capacité de fixation du phosphore au sol et de son côté très peu mobile. Cependant, certaines études ont constaté qu'il pouvait y avoir lessivage lorsque les sols étaient saturés en phosphore, suite à l'incapacité du sol à emmagasiner celui-ci. Les sols poreux avec une nappe phréatique peu profonde peuvent influencer le lessivage. Le phosphore dissous peut donc être transporté par écoulement superficiel.

À la lumière de ce que nous venons de voir, nous pouvons dire qu'il existe deux facteurs principaux qui influencent le mouvement du phosphore : les facteurs de transport et les facteurs de production. Les premiers résultent du ruissellement et de l'érosion. Les deuxièmes, qui agissent sur les sources et la quantité de phosphore disponible pour le transport, sont la teneur en phosphore du sol ainsi que les doses et modes d'application des engrais minéraux et organiques (Sharpley et al., 1993).

Cependant, il est nécessaire de spécifier que ce n'est qu'une partie du phosphore total transporté qui aura un impact sur la qualité des eaux de surface. En effet, pour qu'il y ait eutrophisation, le phosphore doit être sous forme biodisponible pour les plantes et cette forme ne représente que de 20 à 34 % du phosphore total arrivant aux cours d'eau (Bédard, 1989).

1.4.5) Facteurs influençant les pertes de phosphore

Les propriétés physico-chimiques des sols sont directement reliées aux pertes de phosphore soluble dans les eaux de ruissellement. Chaque type de sol possède une teneur et une capacité de fixation naturelles en phosphore. C'est au niveau des sols à faible capacité de fixation que les pertes en phosphore soluble s'avèrent les plus élevées. Ces pertes seront d'autant plus grandes si le sol possède un degré de saturation déjà élevé en phosphore. S'ajoutent à cela le pH du sol, sa teneur en matière organique ainsi qu'en oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium.

Les pratiques agricoles ont aussi leur rôle à jouer dans les pertes de phosphore soluble. Le mode d'épandage des fertilisants en est un bon exemple. Principalement, l'épandage d'engrais se fait soit en bande ou à la volée. Les fertilisants minéraux sont habituellement appliqués en bande pour des cultures telles que les céréales, ou à la volée sur les prairies. Quant aux fertilisants de ferme, ils sont appliqués à la volée et peuvent être ou non incorporés au sol. À ce sujet, certaines études ont démontré que lorsque les fertilisants restaient à la surface du sol (sans incorporation) les risques de pertes de phosphore par ruissellement et érosion augmentaient considérablement si une précipitation avait lieu dans les huit jours. Le lisier de porc épandu en surface a pour conséquences d'augmenter les eaux de ruissellement tout en diminuant le taux d'infiltration (Gangbazo et al., 1996). Le fumier de bovin quant à lui, augmente de cinq fois les pertes de phosphore total lorsque appliqué à la volée. Enfin les fertilisants minéraux, lorsque non incorporés, augmentent de quatre à sept fois la concentration de

phosphore dissous. Ici encore, si une pluie survient peu après leur épandage, les pertes par ruissellement sont d'autant plus importantes.

Le moment d'application des fertilisants est aussi un autre facteur important dans les pertes de phosphore soluble. L'épandage, tard à l'automne, peut générer deux fois plus de pertes de phosphore que l'épandage printanier (Gangbazo et al., 1996).

Pour ce qui est du phosphore particulaire, plusieurs études ont démontré que certaines pratiques de conservation entraînaient une diminution des pertes. Par exemple, les résidus de culture laissés au sol favorisent la redéposition des particules lourdes, réduisent la lame d'eau ruisselée ainsi que la vitesse d'écoulement. L'érosion hydrique s'en trouve donc diminuée. Ceci a pour conséquence un tri des particules lors du transport, favorisant les plus fines d'entre elles. Cependant, les fines particules présentent des concentrations en nutriments plus élevées que les particules lourdes. Ainsi, les pertes de phosphore particulaire sont diminuées, mais les sédiments transportés sont plus riches en nutriments. De plus, les pertes de phosphore soluble peuvent augmenter puisqu'en se décomposant, ces mêmes résidus deviennent eux-même source de nutriments.

Ainsi, l'application de fertilisants organiques et minéraux contribue d'une part, à améliorer les sols pauvres en phosphore lorsque appliqués en dose adéquate mais d'autre part, augmente la concentration en phosphore dans les eaux de ruissellement et par conséquent la pollution des eaux de surface.

1.5) L'azote : source de pollution

Les problèmes environnementaux d'origine agricole ne sont pas uniquement reliés à l'accumulation du phosphore dans les sols, mais aussi à l'accroissement des teneurs en nitrate des eaux souterraines. Selon Boucher (1991) ceci est principalement dû à l'augmentation de la quantité de fertilisants azotés appliqués sur les sols, à l'intensification des élevages produisant de grandes quantités de déjections animales et à la conversion de grandes superficies de pâturage en cultures annuelles.

1.5.1) L'azote dans notre environnement

Dans l'environnement, on retrouve l'azote sous forme organique et inorganique. L'azote contenu dans le sol provient principalement de la décomposition de la matière organique, des engrais azotés appliqués et de sa fixation par certaines plantes, en symbiose avec des micro-organismes spécialisés (N symbio) (Karemangingo, 1998). Elle peut également provenir de l'atmosphère sous forme de précipitations acides (N_2 et HNO_3). La figure 1.5 schématise le cycle de l'azote dans le sol.

L'azote total retrouvé dans le sol est à 90% sous forme organique, provenant essentiellement de la décomposition de la matière organique. Les engrais de ferme sont principalement sous cette forme. L'azote organique doit être minéralisé pour être accessible aux plantes. Le processus de minéralisation, dont la nitrification est la phase ultime, permet à l'azote organique d'être transformé en formes inorganiques par l'intermédiaire des micro-organismes du sol. C'est ainsi que les 10% restant sont sous forme inorganique (ou minérale) et proviennent essentiellement de la minéralisation de l'azote organique, du sol et des engrais. Il peut être reconverti en azote organique par les micro-organismes du sol selon un processus appelé l'immobilisation.

L'azote inorganique se retrouve dans le sol sous trois états : dissous dans la solution du sol (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-), adsorbé sur les minéraux argileux et autres sites

L'ion nitrate NO_3^- , lorsque présent dans l'eau au-delà d'un certain seuil, favorise la pollution des eaux et sa consommation devient toxique pour l'être humain et les animaux. Les normes régissant les concentrations d'azote dans l'eau de consommation sont pour l'être humain de 10 mg N/L, 45 mg NO_3^- /L et 0,5 mg NH_4^+ /L. Pour les animaux et la vie aquatique, ces normes sont plus élevées soit de 100 mg NO_3^- /L et de 2,5 mg NH_4^+ /L (Karemangingo, 1998).

La problématique de l'azote, comparativement à celle du phosphore, est beaucoup plus difficile à analyser étant donné la nature biologique de toutes les transformations qu'il subit. Par ailleurs, ces transformations sont fonction des types de sol et des conditions climatiques régionales.

1.5.2) Phénomènes associés au transport de l'azote

Le transport de l'azote particulaire et dissous vers les eaux de surface et les nappes souterraines se fait principalement par ruissellement, lessivage et infiltration. L'azote dissous, surtout sous forme de $\text{NO}_3\text{-N}$, est le plus susceptible de migrer à travers le profil du sol par transport de masse et par diffusion (Karemangingo, 1998). Par conséquent, il s'agit du nutriment le plus lessivé par les eaux de pluie. Selon certaines études, plus de 85% de tous les nitrates seraient perdus par divers écoulements souterrains. De plus, la forme $\text{NO}_3\text{-N}$ peut se retrouver dans les eaux de ruissellement mais seulement après un événement pluvieux suivant l'application d'engrais azotés, ou lorsque la présence d'un horizon induré ou lourd dans le profil du sol limite le taux d'infiltration. L'ammonium (NH_4^+) quant à lui, est en partie adsorbé par les colloïdes du sol, ce qui le rend moins mobile. Cependant, converti en nitrate il devient très mobile et soluble, ce qui favorise les pertes vers les eaux superficielles et souterraines.

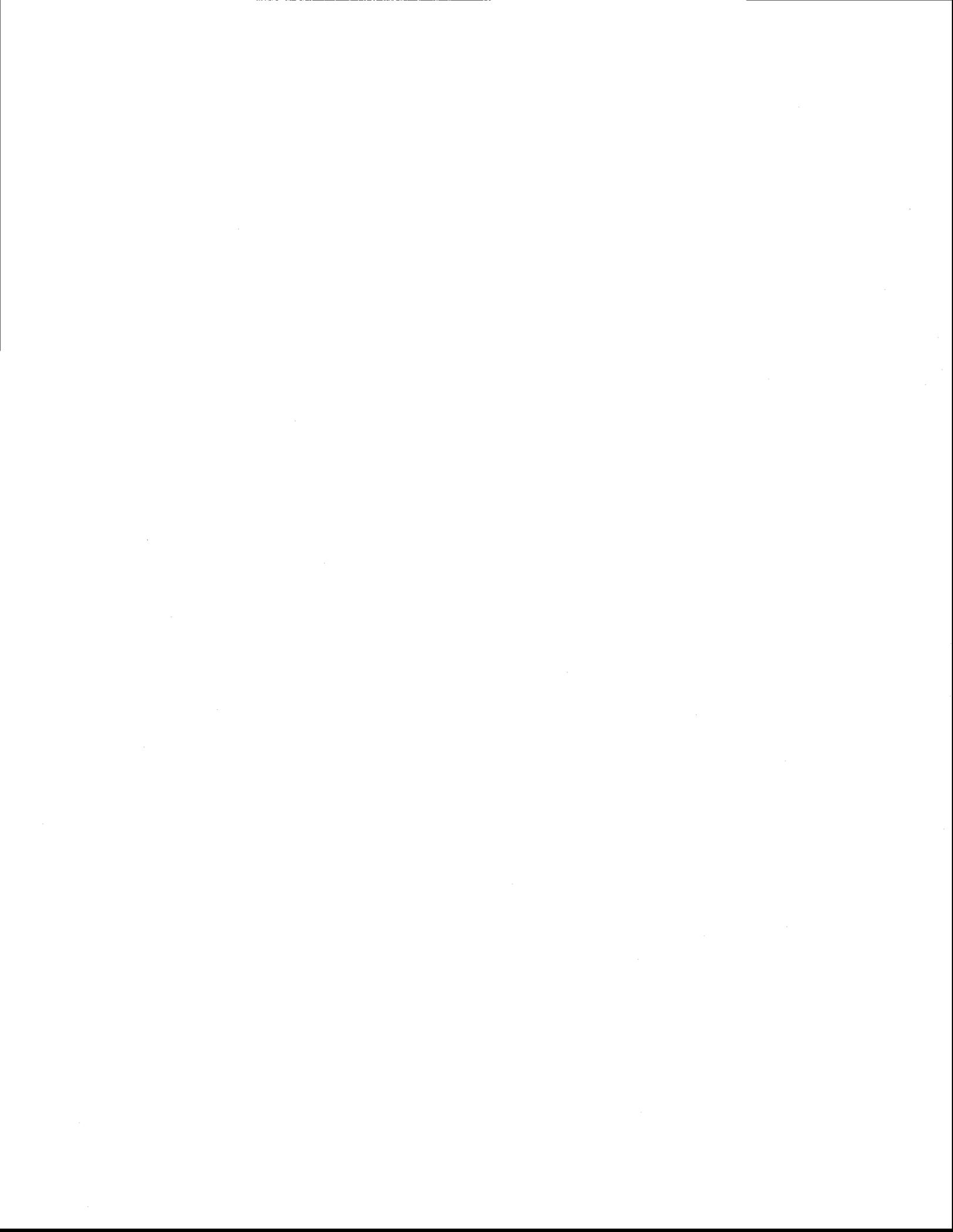
Pour ce qui est de l'azote particulaire, il peut se retrouver sous forme $\text{NH}_4\text{-N}$ adsorbé ou d'azote lié à la matière organique. Des pertes d'azote particulaire de l'ordre de 20 kg/ha/an ont été observées par Smith et al. (1993).

La problématique de l'azote est complexe, d'autant plus que le processus de perte et de transport souterrain peut s'échelonner sur plusieurs années. En effet, les nitrates provenant du transport souterrain (infiltration) peuvent prendre des années voire même des décennies avant de réapparaître dans nos cours d'eau en tant que polluant.

1.5.3) Facteurs influençant les pertes d'azote

Selon Kitur et al. (1984) ainsi que Rice et Smith (1984), les pertes par dénitrification et lessivage seraient reliées directement aux conditions climatiques et édaphiques. Ainsi, la pluviométrie totale et la distribution des pluies durant la période de végétation influencent le lessivage des nitrates. Par conséquent, une pluie de forte intensité aura comme résultat des pertes plus considérables de nitrates par lessivage comparativement à une pluie moins intense mais de plus longue durée.

Une étude effectuée par Géron et al. (1993) a démontré que les pertes d'azote par lessivage seraient maximales en septembre et octobre et minimales entre janvier et juin. En effet, l'activité microbienne et la croissance des plantes durant les mois d'été, favorisent l'absorption de l'azote et donc, moins de pertes par lessivage. Par contre, à l'automne puisque ces deux facteurs sont réduits, il s'ensuit une migration de l'azote résiduel dans le profil du sol et lessivage. Le lessivage peut aussi être influencé par le type d'occupation du sol. Un champ sous prairie sera à l'origine d'une perte plus faible d'azote qu'un champ sous culture annuelle. Ce phénomène s'explique par l'immobilisation de l'azote dans les racines et les chaumes ainsi que son stockage dans la litière. De plus, les terres sous prairies se trouvent à être recouvertes lors des périodes les plus propices au lessivage telles qu'à l'automne et en fin d'hiver (Boucher, 1991).



CHAPITRE 2 : LE MODÈLE AnnAGNPS

Le but de la présente étude est d'effectuer une première application sous les conditions québécoises, du modèle de pollution diffuse agricole qu'est AnnAGNPS. Ce chapitre vise principalement à éclairer le lecteur sur les différentes composantes du modèle ainsi que sur son fonctionnement.

2.1) La modélisation, un outil efficace

Depuis toujours, l'être humain tente de comprendre son environnement. Pour répondre à ce besoin, il utilisa des reproductions physiques ou mentales simplifiées de phénomènes. C'est ainsi qu'il en vint à modéliser certains aspects de sa vie. Avec des équations visant à reproduire dans l'espace et le temps le comportement de systèmes complexes, il en arriva à transformer les données d'entrée d'un système en données de sortie décrivant l'état de celui-ci en un lieu et un temps spécifique.

La modélisation, en termes très larges, recouvre toute représentation d'un système réel, qu'elle soit mentale ou physique, exprimée sous forme verbale, graphique ou mathématique. Ainsi, tout modèle fait référence à un système dont il décrit la structure et le comportement de façon plus ou moins complète. Le système quant à lui, correspond essentiellement à un ensemble de composantes fonctionnant collectivement, en vue d'atteindre un ou plusieurs objectifs.

Il s'agit donc d'une représentation plus ou moins juste de la réalité. Les modèles sont basés sur les caractéristiques les plus importantes d'un phénomène réel. C'est un outil efficace pour accroître notre compréhension sur ce qui nous entoure. Tel que formulé par Duchemin (2000), il existe autant de champs d'application de la modélisation qu'il existe de champs de la connaissance.

2.1.1) Les modèles de pollution diffuse

Une conscientisation récente à la problématique agro-environnementale a entraîné plusieurs chercheurs à développer diverses procédures afin d'évaluer la pollution de sources diffuses. Plusieurs de ces procédures impliquent la création et l'utilisation de modèles informatiques afin d'effectuer des simulations fiables et répétitives. Les modèles de pollution diffuse servent à simuler la production et le transport des polluants, de la surface du sol jusqu'au réseau hydrographique. Ces modèles sont généralement utilisés pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et identifier les secteurs critiques de pollution. C'est dans cette optique que le modèle AnnAGNPS fut développé.

Les modèles de transport des nutriments et sédiments peuvent varier du plus simple, tel un modèle empirique, aux plus sophistiqués qui exploitent les éléments finis. Les premiers sont généralement sous forme d'équations simples exprimant la relation entre un paramètre facilement mesurable et un paramètre de qualité de l'eau. Parmi ceux-ci, notons l'équation universelle de perte de sol, largement utilisée. Les modèles empiriques servent principalement à déterminer des moyennes annuelles, ce qui les limite dans leur résolution temporelle. À cette contrainte s'ajoute le manque de résolution spatiale, puisque ceux-ci ignorent souvent la variabilité spatiale des paramètres, considérant plutôt une moyenne pour le territoire (Levine et al., 1993). Pour ce qui est des modèles basés sur les éléments finis, ils utilisent des équations aux dérivées partielles pour modéliser les phénomènes entrant dans le transport des nutriments et sédiments. Il est alors possible d'effectuer une modélisation à l'échelle de l'événement.

AnnAGNPS est considéré comme étant un modèle mi-empirique (transport des nutriments et sédiments) et mi-déterministe (phénomènes hydrologiques). Un modèle déterministe permet de simuler le comportement d'un système à la suite d'une stimulation

connue. Cette approche nécessite une compréhension adéquate du phénomène à modéliser, requiert des connaissances sur les processus physiques et une maîtrise des mécanismes d'action et d'interaction. Pour rendre le système reproductible, il faut réaliser une schématisation impliquant la simplification et l'idéalisation de la réalité perçue. Il s'agit alors de construire des algorithmes et d'employer des formulations mathématiques qui permettront de reproduire le système, de prédire son état ainsi que son évolution (Germain, 1986). Pour ce qui est de la partie empirique du modèle AnnAGNPS, elle provient de l'utilisation de l'équation universelle de perte de sol.

2.2) Le modèle AnnAGNPS

2.2.1) Historique du modèle AnnAGNPS

Depuis un certain nombre d'années, plusieurs modèles ont été développés dans le but d'évaluer la réponse des bassins versants aux événements pluvieux. Parmi ceux-ci, notons le modèle EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator), ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation) et SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins).

C'est au début des années 1980 que le modèle AGNPS (Agricultural Non-Point Source pollution) fait son apparition. Il fut créé par Agricultural Research Service (ARS) en coopération avec Minnesota Pollution Control Agency et Natural Resource Conservation Service (NRCS). Il a été développé principalement pour analyser et fournir des estimations sur la qualité de l'eau de ruissellement pour les bassins versants à caractère agricole. Ainsi, il permet de simuler les processus d'érosion, c'est-à-dire le transport et la déposition des sédiments, résultant du ruissellement engendré lors d'événements ponctuels de précipitations. De plus, il simule le devenir des éléments azotés et phosphorés (Lucord et Young, 1989).

Dès lors, des bassins d'une grandeur maximale de 20 000 hectares pouvaient être analysés. Grâce à sa facilité d'utilisation, à sa flexibilité et à son exactitude relative, le modèle AGNPS devint de plus en plus appliqué à travers le monde pour la résolution de problèmes variés portant sur la qualité des eaux (Bosch et al., 1998).

Essentiellement, le modèle AGNPS opère sur une base matricielle, ce qui signifie que le bassin versant est divisé en une grille de cellules de taille uniforme. Pour chaque cellule, l'utilisateur doit entrer tous les paramètres et caractéristiques du territoire s'y rapportant. Ainsi, les polluants potentiels peuvent être suivis à travers les cellules de division jusqu'à l'exutoire, de manière à ce que l'écoulement puisse être examiné en tous points du bassin. Enfin, les différents processus d'analyses sont basés sur la méthode Curve Number (SCS) pour l'hydrologie, l'équation universelle de perte de sol (USLE) pour l'érosion et des équations issues du modèle CREAMS pour les nutriments.

2.2.2) Présentation d'AnnAGNPS

Au début des années 1990, une équipe de scientifiques composée de membres de l'ARS et du NRCS, fut formée pour développer une nouvelle version d'AGNPS tenant compte des précipitations antérieures. En effet, à ses débuts le modèle travaillait sur une base d'événements ponctuels, ce qui le limitait considérablement. Ils ont donc amélioré celui-ci pour obtenir une version réalisant des simulations sur une base continue et annuelle, le AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source pollution).

Ainsi, AnnAGNPS version 98 est un modèle de simulation continue à l'échelle du bassin versant, utilisé pour évaluer les sources potentielles de pollution diffuse provenant du milieu agricole. Il permet de simuler les flux de nutriments et de solides en suspension lors de simulations à court terme et de repérer les zones à risque élevé de pollution sur des simulations à long terme. De plus, il peut être utilisé pour analyser l'effet de certaines méthodes de conservation du territoire pouvant être applicables sur le bassin.

Dorénavant, il est possible d'analyser un bassin versant pouvant atteindre jusqu'à 300 000 hectares. La version 98 fonctionne toujours sur une base matricielle. Ainsi, le bassin est divisé en cellules où chacune d'elle respecte le type de sol, l'utilisation du territoire et sa gestion. Cependant, celles-ci peuvent se regrouper en des unités de forme et de grandeur hétérogènes contrairement à la grille originelle d'AGNPS qui n'utilisait que des unités homogènes. Cette amélioration rend ces cellules plus représentatives des limites hydrologiques pouvant être générées par les SIG.

Une caractéristique particulière du modèle réside dans l'importance qu'il accorde aux opérations agricoles. En effet, il tient compte des opérations effectuées sur les terres et de leur date d'application. On entend par opération tous travaux au champ affectant le sol (labour, fertilisation) ou les cultures (semis, irrigation, récolte). Il s'agit de paramètres importants en modélisation de la pollution diffuse agricole étant donné que les opérations peuvent influencer l'importance du ruissellement résultant lors de précipitations.

Le modèle en tant que tel, consiste en une série de programmes permettant une simulation continue sur une ou plusieurs années complètes, avec un pas de temps journalier. Il se base principalement sur le modèle SCS Curve Number pour générer les composantes hydrologiques et sur l'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE) pour simuler l'érosion hydrique. Il peut ainsi estimer la lame d'eau ruisselée, les pertes de sédiments, de phosphore et d'azote tant soluble que particulaire ainsi que certains pesticides. De plus, AnnAGNPS intègre une modélisation très simplifiée de la contribution de la fonte des neiges lors de l'érosion nivale. Le bilan peut être calculé soit à l'exutoire du bassin versant, soit en tout point de celui-ci. Les résultats, quant à eux, peuvent être présentés sous forme cartographique ou de tableaux.

2.3) Les différents programmes du modèle

Le modèle est constitué d'un ensemble de programmes. En premier lieu, le programme TopAGNPS permet de préparer et de générer les fichiers d'entrée adéquats pour le modèle. Ensuite, l'Éditeur d'entrée servant principalement à éditer et créer les deux fichiers nécessaires pour lancer la simulation. Le troisième permet de réaliser la simulation en tant que tel, il s'agit du programme AnnAGNPS.exe. Enfin, un programme permet de traiter les informations brutes obtenues par la simulation, soit l'Output Processor. Pour ce qui est de l'exécution du modèle, des fichiers batch (MS-DOS) permettent de lancer facilement et dans l'ordre requis, l'ensemble des programmes. La figure 2.1 résume la suite logique des différents programmes du modèle AnnAGNPS. Nous allons donc passer en revue ces différents programmes et leurs caractéristiques.

2.3.1) TopAGNPS

TopAGNPS réfère à un sous-ensemble spécifique de programmes provenant du modèle hydrologique TOPAZ 3.10 (TOPographic PARAMeteriZation). Il s'agit d'un cortège de programmes incluant la suite d'exécutables du modèle Topaz, jumelé à un programme de conversion des données au format de l'Éditeur d'entrée, soit Agflow.

Pour le modèle AnnAGNPS, Topaz sert principalement à générer le réseau hydrographique complet du bassin versant à l'étude ainsi que le découpage de celui-ci en sous-bassins. Pour ce faire, il utilise le modèle numérique d'altitude (MNA) du territoire, créé préalablement par l'utilisateur. Ainsi, le MNA divise le bassin en pixels, où chacun possède une altitude spécifique. C'est grâce aux pentes calculées à partir de ces altitudes que Topaz sera en mesure de générer le cheminement du ruissellement. La méthode de l'algorithme D8 est employée ici (figure 2.2).

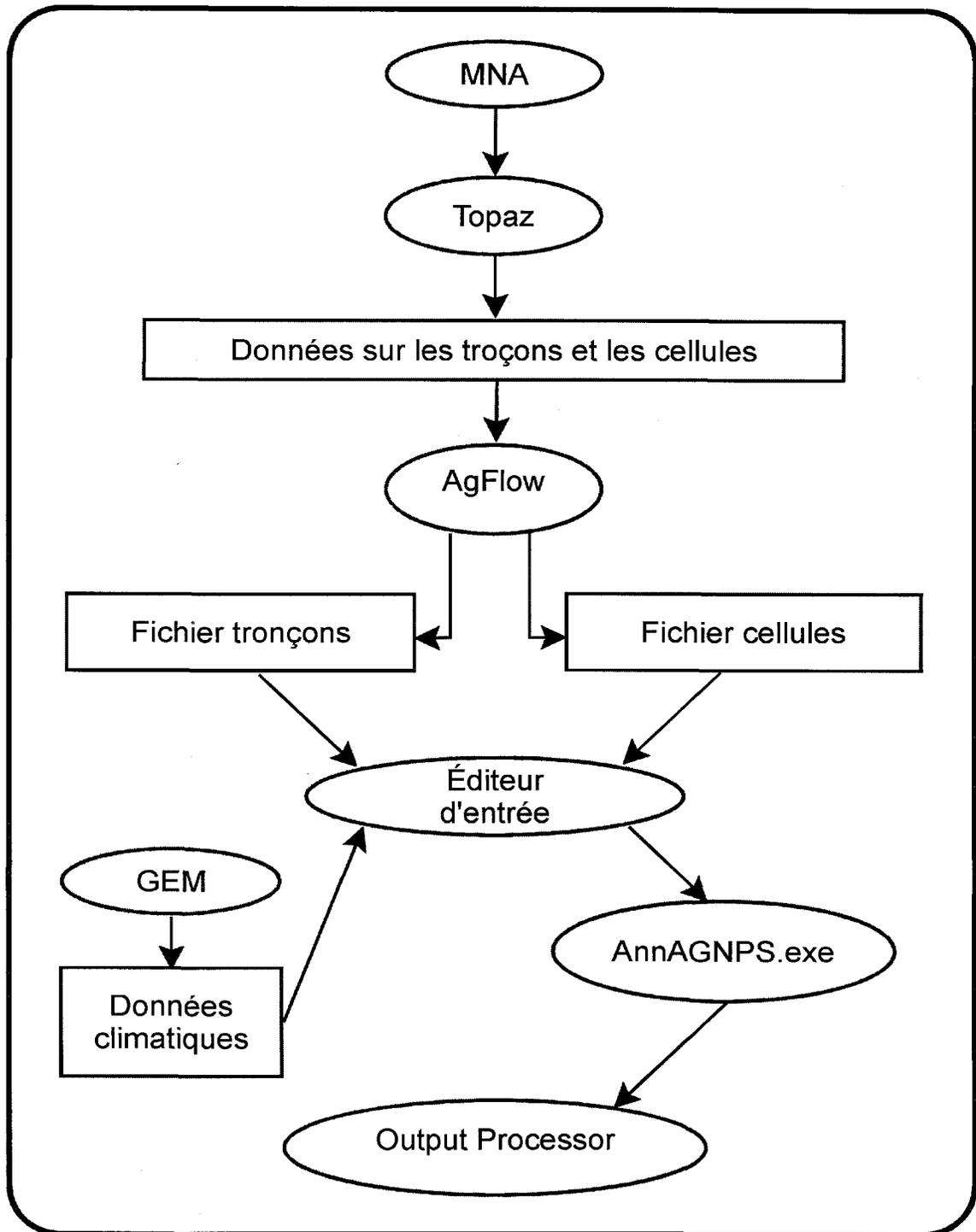


Figure 2.1 : Principales étapes du fonctionnement du modèle AnnAGNPS.

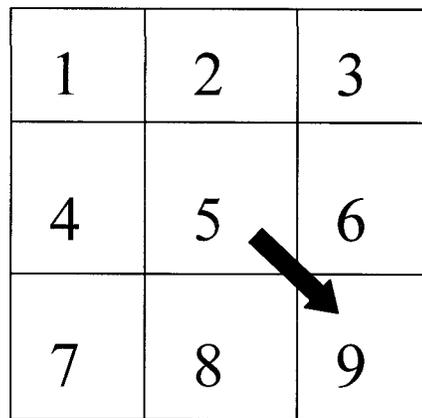


Figure 2.2 : Méthode de l'algorithme D8.

Cette méthode considère pour une cellule donnée, huit directions possible à l'écoulement. Ainsi, elle prend chaque cellule (pixel) et compare son gradient de pente avec celui de ces huit voisines. Le gradient le plus élevé est alors conservé comme étant la direction de l'écoulement. C'est ainsi qu'il est possible d'obtenir le réseau hydrologique du bassin versant. Pour ce qui est du découpage en sous-bassins, en prenant un point spécifique sur l'aire d'étude, Topaz va cumuler les surfaces drainées par chaque pixel se trouvant en amont de ce point, et va créer un sous-bassin lorsque la surface drainée totale (en amont du point) devient supérieure à la surface critique. Le point considéré devient alors l'exutoire du sous-bassin. Cependant, il est nécessaire de spécifier préalablement à Topaz la surface critique de drainage, c'est-à-dire la surface minimale pour laquelle il y aura création d'un sous-bassin, et la longueur minimale d'un tronçon (zone où l'écoulement est préférentiel). Pour chaque tronçon généré par Topaz, on aura un sous-bassin source et deux sous-bassins adjacents dont les exutoires seront situés à l'extrémité aval du tronçon qu'ils longent. Les sous-bassins versants ainsi créés par Topaz correspondent aux cellules du modèle AnnAGNPS.

Deux fichiers sont associés au fonctionnement de Topaz. Premièrement un fichier d'information contenant la taille des pixels obtenus à partir du MNA, la taille et les

coordonnées de la zone à l'étude, les différents choix de calcul (agrégation ou non, etc.) ainsi que les deux paramètres ajustables, essentiels pour le calcul, soit la surface critique de drainage et la longueur minimale des tronçons. Enfin, on retrouve un fichier de données ne contenant que l'altitude de chacun des pixels.

Topaz contient trois programmes essentiels pour l'obtention des sous-bassins et des tronçons, il s'agit des programmes DEDNM, RASPRO et RASFOR. Le programme DEDNM sert à générer en tant que tel les sous-bassins (ou cellules d'AnnAGNPS) ainsi que les tronçons. Il crée aussi un identifiant spécifique pour chaque cellule, composé de deux chiffres, soit le numéro du tronçon associé à la cellule suivi du numéro de la cellule. Le programme RASPRO quant à lui, permet de réaliser des calculs supplémentaires. Enfin, RASFOR sert à formater les données créées par les deux programmes précédents afin qu'elles soient utilisables par d'autres programmes tels que Agflow et ArcView.

Topaz emmagasine les données hydrologiques obtenues dans plusieurs fichiers. Pour simplifier ceux-ci, les auteurs d'AnnAGNPS ont créé Agflow. Il s'agit d'un programme permettant d'extraire et de compiler toutes ces données dans deux fichiers : un pour les sous-bassins, l'autre pour les tronçons.

Il réalise aussi des calculs supplémentaires : le facteur LS pour chaque cellule et le temps de concentration, c'est-à-dire le délai entre le début d'une pluie uniforme sur un sous-bassin et le maximum de la montée des débits à l'exutoire du sous-bassin en question.

2.3.2) L'Éditeur d'entrée

L'éditeur d'entrée est un programme en Visual Basic permettant d'éditer et de créer les deux fichiers nécessaires pour lancer la simulation : AnnAGNPS.inp et Dayclim.inp. Le premier contient toutes les données d'entrée nécessaires à la simulation et le second, les données météorologiques.

L'éditeur d'entrée est composé de nombreux formulaires permettant d'entrer certaines données à la main telles que l'occupation du sol, les caractéristiques des fertilisants employés, la gestion du territoire, etc. Cependant, en premier lieu il est nécessaire d'importer les deux fichiers créés par Agflow afin d'obtenir le squelette des données. Ainsi, les caractéristiques des cellules et des tronçons n'ont pas à être entrées à la main par l'utilisateur.

2.3.3) Le programme de simulation : AnnAGNPS.exe

Le programme AnnAGNPS.exe effectue la simulation proprement dite. Il s'affiche dans une fenêtre MS-DOS et montre les différentes étapes de calculs. Les fichiers AnnAGNPS.inp et Dayclim.inp doivent se trouver dans le même répertoire que ce dernier.

Puisqu'il s'agit du cœur du modèle AnnAGNPS, nous analyserons en détail son contenu et son fonctionnement dans la section 2.5.

2.3.4) L'Output Processor

Ce programme (Outpross.exe) sert principalement à retravailler les sorties obtenues par le programme de simulation. C'est ainsi qu'elles deviennent affichables sous ArcView et plus facilement importables dans un tableur tel que Excel.

2.4) Les données d'entrée nécessaires pour AnnAGNPS

2.4.1) Description des données

Trois types de données sont nécessaires pour l'exécution du programme de simulation. Il s'agit des données concernant les cellules et tronçons issues de Topaz, les données climatiques prétraitées ainsi que les données entrées manuellement dans l'Éditeur d'entrée.

Les données climatiques prétraitées ainsi que celles de Topaz doivent être importées avant d'effectuer une première simulation. Pour ce qui est des données entrées manuellement dans l'Éditeur d'entrée, elles sont divisées en vingt-trois catégories. Chacune de ces catégories se retrouve dans un formulaire spécifique dont un exemple est fourni à l'annexe A.1. Voici les différents formulaires contenus dans l'Éditeur d'entrée ainsi qu'une brève description des principaux paramètres à entrer. Une liste exhaustive de tous les paramètres demandés par l'Éditeur d'entrée est fournie à l'annexe A.2 ainsi que les unités requises pour chaque paramètre.

1^o) Généralités sur le bassin versant à l'étude

Ce formulaire permet d'entrer le nom, la description et la position géographique du bassin versant. De plus, il permet de choisir en quel mode nous voulons que la simulation soit effectuée; en mode AnnAGNPS ou en mode AGNPS (ancienne version).

2^o) Le profil de la cellule

Il s'agit de la partie centrale du modèle. La plupart des données contenues dans ce formulaire sont calculées au préalable par Topaz et Agflow et importées par le modèle.

Nous pouvons ainsi y voir l'aire de la cellule, son altitude moyenne et certains paramètres se rapportant à la pente, au facteur LS, etc. Ainsi, pour chaque cellule du bassin versant il reste à entrer manuellement le type de sol s'y retrouvant et son occupation du territoire. De plus, chaque cellule est associée à un identifiant formé de chiffres et provenant de Topaz.

3^o) Le climat

Les données climatiques doivent être contenues à l'intérieur d'un fichier spécifique, en l'occurrence Dayclim.inp. Ce fichier peut être importé et permet d'obtenir la majeure partie des données climatiques nécessaires. Ainsi, celui-ci doit contenir pour chaque jour de la période de simulation les précipitations, la température maximale et minimale, le

point de rosée, la couverture nuageuse ainsi que la vitesse et la direction du vent. Les données peuvent provenir soit de données météorologiques recueillies sur le territoire, soit du générateur de climat (GEM) fourni avec le modèle.

Cependant, des données supplémentaires concernant les caractéristiques de la station météorologique doivent être entrées manuellement dans l'Éditeur d'entrée. Il s'agit de sa position (latitude, longitude), son altitude, la concentration des nitrates dans les eaux de pluies, ainsi que les variations de température avec l'altitude des stations météorologiques, par exemple : diminution de 1^o C à tous les 100 mètres d'altitude.

4^o) Les cultures suivant les courbes de niveau

Leurs caractéristiques telles que la hauteur des crêtes, la pente des sillons, etc., vont permettre au modèle de quantifier l'effet des opérations réalisées sur les cellules associées à cette pratique.

5^o) Les cultures

Ce formulaire contient la liste des cultures retrouvées sur le bassin versant. De nombreuses données sont demandées pour chaque culture. Certaines d'entre elles peuvent être difficiles à obtenir, telles que le coefficient de décomposition, les pourcentages d'azote et de phosphore emmagasinés pour les quatre principaux stades de développement (initial, développé, mature, sénescence), la quantité de racines dans les cent premiers millimètres du sol, ainsi que la canopée et la hauteur d'interception de la pluie par la canopée, ceci à tous les quinze jours de la période végétative. Toutefois, des tables de référence adaptées aux conditions américaines sont fournies avec le modèle, ce qui facilite grandement la tâche.

6^o) Les aires d'élevage

On définit dans ce formulaire les caractéristiques des aires d'élevage et des déjections produites par les animaux qui y logent. De plus, on identifie les différentes opérations réalisées sur les déjections. Ici aussi des tables de référence sont fournies en fonction des espèces animales.

7^o) La fertilisation

Deux formulaires permettent d'entrer les données. Le premier requiert le taux d'épandage, sa profondeur et sa répartition. Le deuxième sert à spécifier les caractéristiques physiques et chimiques du fertilisant. On y retrouve entre autres ses concentrations en azote (total, organique et inorganique) et en phosphore (total, soluble, organique et inorganique). Pour les fertilisants organiques (lisier, fumier et purin) il faut spécifier leur concentration en matière organique. Des tables de référence pour les fertilisants classiques sont fournies.

8^o) Les caractéristiques des occupations

Ce formulaire fait référence à l'occupation du sol entrée pour chaque cellule. On y retrouve donc l'occupation du sol plus détaillée (quel type de culture, quel type de pâturage, etc.) ainsi que les opérations qui y sont réalisées et les facteurs RUSLE ou USLE.

9^o) Les spécifications de sortie

C'est à l'intérieur de ce formulaire que l'utilisateur peut déterminer les sorties spécifiques qu'il souhaite obtenir par source et par événement (quantité d'eau, sédiments, nutriments ou pesticides).

10^o) Les caractéristiques des fossés d'érosion

Il s'agit d'entrer les différentes caractéristiques des fossés ou ravines telles que le coefficient d'érosion, la surface drainée, le type de sol, etc.

11⁰) Les retenues d'eau

Si le bassin versant possède des retenues d'eau ou des barrages, on doit spécifier leurs propriétés telles que le taux d'infiltration, le volume d'eau emmagasiné, etc.

12⁰) L'irrigation

Les paramètres à entrer ici permettent de définir différents types d'irrigation qui seront utilisés lors de la définition des opérations sur les zones cultivées. Il s'agit du taux d'irrigation, de son efficacité, des pertes et des intervalles d'application.

13⁰) Les propriétés des zones non cultivées

Cette page d'entrée décrit les zones sur le bassin versant qui ne sont pas cultivées telles que les zones urbaines, les pâturages et les forêts. Les paramètres d'entrée requis sont le pourcentage annuel de couverture, la masse annuelle de racines, la hauteur d'interception de la pluie par la canopée, le pourcentage de la surface recouverte par les résidus, etc. Certaines de ces données sont difficiles à mesurer, c'est pourquoi des tables de référence sont fournies.

14⁰) Les opérations sur les sols et les cultures

Cette page de données est aussi centrale pour le modèle. En effet, elle permet de définir précisément les opérations effectuées sur les cultures ainsi que leurs dates d'application. Les conséquences mesurables de chaque opération doivent être définies dans un autre formulaire de référence des opérations (sans effet, surface du sol dérangée, etc.). Des données de référence pour les opérations les plus fréquentes sont fournies avec le modèle.

15⁰) Les pesticides

Pour chaque pesticide utilisé, on entre son taux et sa profondeur d'application, sa répartition dans le sol, la fraction décimale appliquée au niveau foliaire et dans le sol, etc.

16⁰) Les sources ponctuelles

Pour chaque source ponctuelle se trouvant sur le bassin versant, il faut définir son débit et les flux d'azote, de phosphore et de carbone organique qui y sont rejetés.

17⁰) Les caractéristiques des tronçons hydrologiques

Quatre formulaires sont en cause ici : les données de tronçons, les spécifications de sortie concernant les tronçons, les coefficients géométriques et la demi-vie des nutriments dans les tronçons.

Les données de tronçons font référence à leur géométrie (altitude, pente, longueur, profondeur). De plus, on y retrouve le numéro du tronçon recevant, le taux d'infiltration dans le tronçon et le coefficient de Manning. Les spécifications de sortie permettent à l'utilisateur de préciser les tronçons sur lesquels il désire des sorties et les sorties voulues (quantité d'eau, sédiments par classe ou non, nutriments, pesticides, etc.). À défaut de spécifier un ou des tronçons en particulier, le modèle fournit les résultats à l'exutoire du bassin. Les coefficients géométriques peuvent être ou non définis par l'utilisateur, puisqu'il existe des valeurs par défaut définies dans le formulaire « Période de simulation ». Des séries de coefficients ont de plus été prédéfinies en fonction du climat. Les autres données nécessaires concernent les plaines d'inondation, l'action érosive sur les différentes couches de sol du lit et la référence au type d'infiltration (comportant 6 paramètres). Enfin, il est possible d'entrer dans le dernier formulaire les coefficients de perte (demi-vie) de l'azote, du phosphore et du carbone organique pour chaque tronçon.

Il est à noter que la plupart des données relatives aux tronçons sont automatiquement définies lors de l'importation du fichier généré par Agflow.

18^o) Le ruissellement

Ce formulaire permet de spécifier les caractéristiques des courbes de ruissellement pour chaque type hydrologique de sol (A, B, C, D). Pour ce faire, on doit tenir compte de la couverture du sol : plantes fourragères, forêt, pâturage, zone urbaine, céréales ou cultures en rangées.

19^o) La période de simulation

Ce formulaire permet à l'utilisateur d'entrer les dates de début et de fin de la période de simulation souhaitée. Celles-ci doivent se retrouver à l'intérieur des dates couvertes par les données climatiques. Cette table d'entrée est composée de nombreux sous-menus afin de paramétrer les données par défaut du bassin versant, telles que les coefficients des équations USLE et RUSLE, les teneurs en minéraux des sols cultivés et non cultivés, etc.

20^o) Les types de sols

On entre dans ce formulaire le nom du sol et sa texture, son groupe hydrologique, l'albédo, l'épaisseur des horizons, sa masse volumique apparente et sa composition en argile, limon, sable, sable très fin et en particules grossières (> 2mm), son pH, son pourcentage de matière organique, d'azote et de phosphore, sa conductivité, etc. Comme on peut le constater, ce formulaire nécessite de nombreux paramètres d'entrée pour lesquels les caractéristiques des cellules et des ravines font référence. Aucune donnée de référence n'est fournie.

21^o) La liste des paramètres de sortie

Plusieurs paramètres de sortie sont offerts à l'utilisateur. Le modèle permet d'obtenir les sorties pour une cellule en particulier, un élevage, un tronçon, une source ponctuelle, une terrasse ou une ravine.

22^o) Les cultures en bandes alternées

Les paramètres à entrer ici sont le type de couverture et la distance entre les rangs.

23⁰) *Les données de vérification*

Il est possible de demander d'afficher dans un fichier spécifique un message d'erreurs lorsqu'il y a un problème ou une erreur dans l'exécution du programme. Ces problèmes peuvent survenir au niveau des données de préparation, dans le processus de simulation ou dans les calculs effectués. On peut donc sélectionner soit l'affichage des différentes opérations en cours de traitement, soit l'enregistrement de catégories de données choisies.

La figure 2.3 résume les différentes catégories de données d'entrée.

2.4.2) **Les données existantes**

Plusieurs tables de référence sont fournies par les concepteurs du modèle. Celles-ci peuvent être utilisées lorsque aucune donnée n'est disponible (mesures impossibles ou trop fastidieuses, aucune collecte de données sur la zone à l'étude). Le tableau 2.1 résume les tables de référence disponibles.

Tableau 2.1 : Liste des tables de référence disponibles pour le modèle AnnAGNPS

<i>Table disponible</i>	<i>Nombre de paramètres disponibles</i>
Caractéristiques des différentes espèces cultivées	56/culture
% de production d'N et de P/espèce animale	----
Demande chimique en O ₂ /espèce animale	----
Poids moyen/espèce animale	----
Caractéristiques des différentes opérations	13/opération
Attributs, unités et définition des données de référence	----
Caractéristiques des différentes occupations du sol	12/occupation
Description des engrais minéraux et fertilisants organiques les plus courants	15/fertilisant
Propriétés de plusieurs types de couverture végétale	9/couverture
Caractéristiques des opérations issues de RUSLE	----
Caractéristiques des cultures issues de RUSLE	----

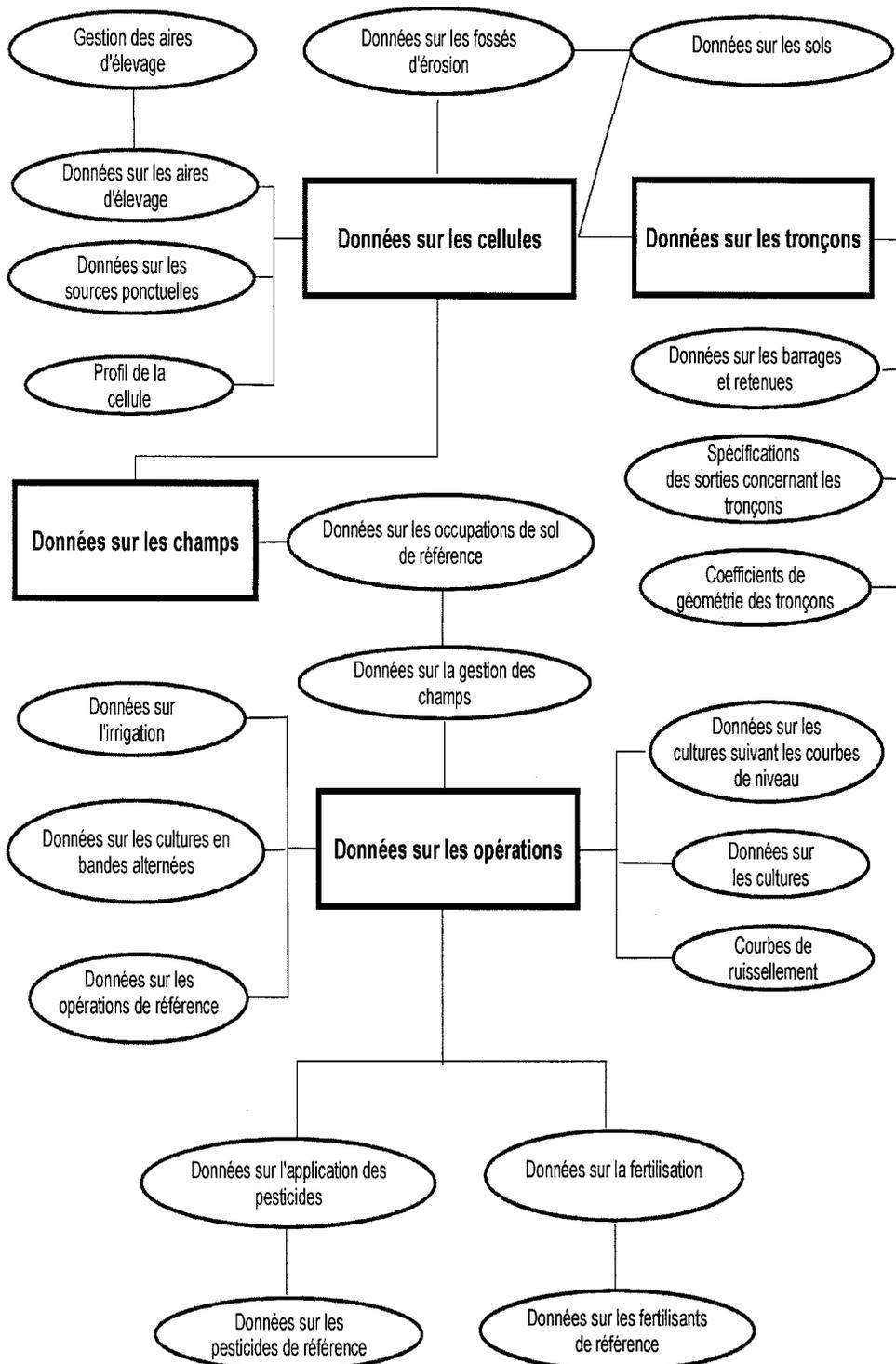


Figure 2.3 : Les différentes catégories de données d'entrée nécessaires à AnnAGNPS.

2.5) LE PROGRAMME DE SIMULATION : AnnAGNPS.EXE

2.5.1) Les fichiers d'entrée nécessaires

Tel que mentionné dans la section précédente, trois types de données sont essentiels au fonctionnement du programme de simulation. Il s'agit des données entrées manuellement dans l'Éditeur d'entrée, des données sur les tronçons et cellules provenant de Topaz et des données climatiques. Toutes ces données sont contenues dans trois fichiers distincts. Premièrement, le fichier d'entrée d'AnnAGNPS (AnnAGNPS.inp) contenant trente-trois catégories différentes de données décrivant le bassin versant à l'étude et les paramètres variant avec le temps. Ce fichier réunit les données entrées manuellement et les données de Topaz.

Deuxièmement, le fichier de données climatiques (Dayclim.inp) contenant les informations sur la localisation de la station météorologique et les données climatiques journalières pour la période d'étude. Le modèle utilise des valeurs moyennes mensuelles pour plusieurs paramètres climatiques, c'est pourquoi celles-ci doivent être entrées avec exactitude et rigueur pour chaque mois.

Enfin, le fichier spécifiant les noms de fichier. Celui-ci indique au modèle le nom du fichier où se retrouvent les données d'entrée d'AnnAGNPS et le nom du fichier des données climatiques employées par l'utilisateur. Il est optionnel puisque l'utilisateur peut employer les noms déjà fournis par le modèle.

2.5.2) Le fonctionnement du programme

Le programme de simulation du modèle AnnAGNPS peut être divisé en trois parties. Dans un premier temps, il s'agit de la préparation des données. Celle-ci consiste en la lecture des données d'entrée, le repérage des erreurs s'il y a lieu, la création de pointeurs internes, la création d'un tableau de données basé sur les données lues

précédemment et enfin, l'initialisation des données requises pour la simulation. Cette dernière étape se compose de la création des normales saisonnières, de la composition du sol, du calcul du temps de concentration des cellules et des tronçons, de la création de l'ordre des tronçons et des aires de drainage de ceux-ci et des calculs préliminaires pour RUSLE.

La deuxième partie du programme consiste en la simulation proprement dite. C'est ici que le programme calcule les données climatiques pour chaque jour de la période d'initialisation et de la simulation. Il calcule aussi l'impact du climat sur chaque cellule, de même que l'effet des élevages, des fossés d'érosion et des sources ponctuelles sur les tronçons. Certaines données calculées sont réutilisées et recalculées d'un jour à l'autre. Parmi celles-ci notons l'humidité du sol, l'épaisseur de neige, la croissance des cultures, les résidus et les éléments chimiques pour chaque cellule et enfin les quantités de déjections emmagasinées et leurs concentrations en éléments nutritifs pour chaque élevage. De plus, les données concernant les tronçons et les sources sélectionnés sont cumulées durant la période de simulation.

La troisième et dernière partie du programme est l'extraction des données de sortie pour les sources sélectionnées par l'utilisateur. Afin de déterminer la contribution à l'exutoire de chacune de ces sources (cellule, élevage, fossé, source ponctuelle ou tronçon), le programme analyse les accumulations au cours de la période de simulation, à l'aval des tronçons.

Nous allons voir à présent de façon plus détaillée chacune des étapes du processus de simulation d'AnnAGNPS.

2.5.2.1) Première étape : la préparation des données

Dans un premier temps, le programme effectue la lecture des noms des fichiers où se retrouvent les données d'entrée et les données climatiques. Si aucun nom n'a été spécifié par l'utilisateur, le programme donne un nom par défaut à savoir

AnnAGNPS.inp pour le fichier des données d'entrée et Dayclim.inp pour le fichier des données climatiques.

Par la suite, le programme effectue la lecture des enregistrements contenus dans le fichier AnnAGNPS.inp. C'est ici que le programme sait quel mode utiliser pour la simulation, c'est-à-dire le mode AGNPS, événement météorologique isolé, ou le mode AnnAGNPS, simulation continue. Les données numériques sont vérifiées (entier ou décimal) ainsi que certaines données alphanumériques (validation). Toutes les données d'entrée obligatoires sont testées afin de vérifier qu'elles sont présentes.

Ensuite, il y a vérification du pourcentage du facteur EI faisant référence à RUSLE. Celui-ci correspond à l'énergie totale d'une averse multipliée par son intensité maximum durant trente minutes, ce qui fournit un indice d'érosivité. Le facteur EI est obligatoire à chaque quinze jours de la simulation. Il peut être entré à la main par l'utilisateur mais dans le cas contraire, un code indique au modèle les valeurs à lire dans sa propre base de données.

La prochaine étape est le calcul de la composition du sol. Le modèle prend chaque couche de sol entrée par l'utilisateur et les réduit à un profil de sol à deux horizons. Le premier horizon fait 200 millimètres et le second va jusqu'au bas du profil. Pour ce faire, il utilise les valeurs entrées dans la composition de chaque couche de sol et les pondère par la hauteur de cette couche afin de déterminer les paramètres des deux horizons.

Le modèle traite les tronçons un par un, selon un ordre bien déterminé, afin de tenir compte du cheminement de l'eau et des polluants transportés. Il utilise les identifiants des tronçons de réception pour construire le réseau hydrographique du bassin versant. Il crée ainsi l'ordre de traitement des tronçons. Un tronçon est inclus dans le calcul dès que tous ceux en amont ont été traités préalablement. De plus, l'aire de chacune des cellules est ajoutée à celle des tronçons afin de déterminer en suivant le cheminement, la surface totale (surface de drainage) en amont de chaque tronçon.

Les données concernant leur géométrie sont aussi vérifiées dans cette partie. Ainsi, s'il manque une ou plusieurs valeurs par rapport à la largeur, la longueur ou la profondeur d'un tronçon, celles-ci seront calculées par le modèle en utilisant l'aire drainée par le tronçon. Enfin, le temps de concentration est calculé pour chaque tronçon à partir du temps de concentration de chaque cellule (calculé par Topaz) en suivant le cheminement vers l'aval.

Par la suite, le programme effectue la lecture des données climatiques. Il est à noter que les précipitations peuvent varier selon l'altitude. C'est pourquoi il est bon de préciser ces variations dans le fichier climatique. Par exemple dans notre cas, la température variait de 1⁰C par 100 mètres d'altitude. Le modèle effectue aussi la création de normales pour les données climatiques. Il calcule ainsi les moyennes mensuelles à partir des données journalières pour la majorité des paramètres climatiques, à l'exception de la radiation solaire. En effet, celle-ci est limitée à une valeur moyenne journalière, c'est-à-dire une moyenne pour chaque jour sur toutes les années de la période de simulation. De plus, les précipitations et les températures maximales et minimales sont converties en valeurs moyennes annuelles. En se basant sur les valeurs journalières et les moyennes mensuelles de précipitations, le modèle crée une année représentative du climat. Ces valeurs seront utilisées lors de la période d'initialisation.

Enfin, le programme initialise les paramètres avant le début de la simulation. Pour ce faire, il établit les conditions initiales de l'occupation du sol et des opérations pour chaque cellule du bassin versant. Il effectue aussi un précalcul des paramètres RUSLE. Parmi ceux-ci, notons le facteur K qui peut être calculé soit pour obtenir une valeur moyenne annuelle ou une valeur à tous les quinze jours, dépendant des données désirées par l'utilisateur et des données qu'il possède. Le facteur C quant à lui, est calculé annuellement pour les zones non cultivées et à tous les quinze jours pour les zones cultivées. Le facteur P est aussi calculé en fonction des zones cultivées ou non. Ainsi, lorsqu'il s'agit d'une zone non cultivée, le programme effectue une moyenne du facteur P pour toute la période de simulation. Par contre, pour les zones cultivées,

c'est une moyenne pour chaque année comprise dans la simulation. Enfin, le facteur LS est calculé au préalable par Agflow et le facteur EI provient d'analyses effectuées auparavant, tel que mentionné plus haut.

Ceci termine la partie concernant la préparation des données. Par la suite, la simulation proprement dite sera réalisée.

2.5.2.2) Deuxième étape : la simulation

Si l'utilisateur a demandé une période d'initialisation, visant à stabiliser les paramètres initiaux des cellules, alors la simulation en tant que tel sera lancée sur la portion du calcul portant spécifiquement sur les cellules. Lors de la période de simulation il y a traitement des cellules, des aires d'élevage, des fossés d'érosion, des sources ponctuelles et des tronçons.

Traitement des cellules :

Chaque cellule est traitée sur une base journalière selon les étapes suivantes :

- 1⁰) Ajustement de la météo : pour chaque cellule, il y a calcul de la température et des précipitations, s'il existe des variations avec l'altitude.
- 2⁰) Évapotranspiration potentielle : elle est estimée selon la méthode Penman.
- 3⁰) Sélection des opérations : à partir des données et dates d'opérations au champ, le modèle détermine quelles opérations au champ, les cellules subissent chaque jour.
- 4⁰) Routine d'hiver : lorsque la température est en deçà de 0⁰C, toutes précipitations qui surviennent sont considérées comme étant sous forme de neige s'accumulant dans la cellule. Le modèle tient compte de la fonte des neiges en fonction de la température du sol et des conditions climatiques. La profondeur du gel dans le sol est aussi déterminée.
- 5⁰) Humidité du sol : pour chaque jour de la période de simulation, le modèle effectue un bilan de l'eau reçue par les précipitations, la fonte des neiges et l'irrigation ainsi que les pertes par ruissellement, évaporation et percolation.

Le ruissellement est calculé à l'aide de la méthode Curve Number (CN) (annexe D.1). L'évapotranspiration réelle est estimée en fonction de l'humidité du sol et de l'évapotranspiration potentielle. Le calcul pour la percolation est basé sur l'équation de Brooks-Corey et dépend de la conductivité hydraulique correspondant à l'humidité du sol. Enfin, le volume de ruissellement est emmagasiné séparément suivant son origine : précipitations, fonte ou irrigation.

- 6⁰) La révision du Curve Number : le numéro de courbe, ou Curve Number, est ajusté en permanence en fonction du stade de croissance des cultures. De plus, il y a révision lorsqu'une opération modifie ce numéro.
- 7⁰) Les sédiments produits par **l'équation universelle de pertes de sol révisée (RUSLE)** : les sédiments produits lors des précipitations sont générés à partir du code de distribution des précipitations ainsi que des paramètres de l'équation RUSLE de la cellule. Les sédiments générés par la fonte des neiges sont produits en utilisant une distribution uniforme. Les charges ainsi générées sont classées par texture.
- 8⁰) Le calcul du ruissellement et des charges en sédiments dus à l'irrigation.
- 9⁰) L'ajustement des concentrations en nutriments : tous les jours, le modèle effectue un bilan massique pour l'azote, le phosphore et le carbone organique. Ce calcul est réalisé à partir de la consommation des plantes en nutriments, de l'application de fertilisants, de la décomposition des résidus et de l'évolution de l'azote et du phosphore dans le sol. L'application de fertilisants provient de la planification des opérations qui permettent de déterminer s'il y a eu fertilisation, à quelle date et sur quelle cellule. Ensuite, le modèle détermine la répartition des éléments : liés aux sédiments ou solubles, organiques ou minéraux. Les cycles pour l'azote et le carbone sont très simplifiés à l'intérieur du modèle. En effet, ils ne tiennent compte que de la minéralisation de la matière organique du sol et des résidus, de la diminution des résidus, de l'ajout par les fertilisants et de la consommation des plantes. Cette dernière est modélisée à partir d'une courbe à indices représentant la croissance des différentes plantes.

- 10⁰) L'ajout des données au tronçon : chaque cellule est associée à un tronçon dans lequel elle se déverse. Ainsi, les quantités d'eau, de charges en sédiments et en nutriments quittant la cellule sont ajoutées au tronçon auquel elle est associée. Cet ajout peut s'effectuer soit en amont ou en aval du tronçon dépendant de l'utilisateur. Les sédiments issus des cellules sont identifiés selon leur provenance dans le fichier de sortie : lit et berge, ravine, rigoles et plaines.

Traitement des aires d'élevage :

Ce traitement est réalisé pour chaque jour de la période de simulation. Lorsqu'il y a une précipitation qui survient sur les aires d'élevage, le modèle simule alors les charges en nutriments produites par ces aires et les ajoute aux tronçons correspondants. Par conséquent, le modèle fait aussi varier les amas de déjections animales puisqu'il y a des pertes. De plus, il ajoute à chaque jour au tas de déjections les nutriments produits par les animaux. Les variations qui sont dues aux opérations sur les aires d'élevage ne sont prises en compte que le jour suivant (sauf s'il s'agit du raclage du fumier).

Traitement des fossés d'érosion :

Les charges en sédiments provenant des fossés sont calculées à partir du ruissellement qui est proportionnel à celui de la cellule si on effectue le rapport des aires de drainage de la cellule et du fossé. Les sédiments sont divisés en classes et sont identifiés dans le fichier de sortie comme étant originaires des fossés d'érosion.

Traitement des sources ponctuelles :

Pour chaque source, le modèle calcule le volume de ruissellement et la quantité de nutriments. Ceux-ci seront ajoutés au tronçon associé à la cellule où l'on retrouve cette source.

Traitement des tronçons :

Le traitement des tronçons débute lorsqu'une cellule exporte un certain volume d'eau provenant d'une pluie, d'une fonte de neige importante ou d'une irrigation. Le débit généré par les sources ponctuelles n'est pas en cause ici.

Pour effectuer ses calculs, le programme suit le cheminement préétabli, c'est-à-dire de l'amont vers l'aval, en cumulant l'effet de tous les tronçons en amont de celui qui est en cours de traitement. Les étapes de calcul sont les suivantes :

- 1⁰) Le cheminement de l'eau : le modèle détermine le débit de crête traversant le tronçon à l'aide de la méthode TR-55, basée essentiellement sur le temps de concentration de l'eau sur le territoire et le volume d'eau ruisselé (annexe D.1). Le débit de crête correspond au débit événementiel moins le débit de base.
- 2⁰) Le transport des sédiments : simulés en utilisant l'équation modifiée de Bagnold pour le calcul de la capacité de transport (annexe D.2). Les sédiments sont transportés par classe de particules et conservent toujours l'information d'où ils proviennent. S'il y a augmentation des sédiments lors de la traversée d'un tronçon, le modèle considère que cet ajout provient de l'érosion du lit et des berges du tronçon en traitement.
- 3⁰) Le transport des nutriments : basé sur des équations issues du modèle CREAMS (annexe D.3). Le modèle divise les nutriments par classe de particules solubles et de particules liées aux sédiments. De plus, le phosphore adsorbé est subdivisé en parties organique et inorganique. Le dépôt des nutriments lors de la traversée d'un tronçon est fonction du temps de cette traversée, de la température de l'eau et d'une constante de déposition appropriée. Mis à part le dépôt des nutriments dans le tronçon en cause, certaines variations dans la quantité des nutriments peuvent survenir. En effet, les nutriments adsorbés peuvent varier de l'amont vers l'aval du tronçon à cause des changements de concentration des sédiments de la classe argileuse (classe où les nutriments s'adsorbent davantage). De plus, les nutriments

solubles peuvent diminuer avec l'infiltration de l'eau. Enfin, le modèle réalise un équilibre entre le phosphore inorganique soluble et inorganique adsorbé.

- 4⁰) La mise à jour du tronçon en aval : les quantités d'eau et de sédiments qui traversent le tronçon en cours de traitement vont être ajoutées au tronçon en aval de celui-ci (prochain à être traité). Ces ajouts s'effectuent dans la partie amont de ce dernier pour en tenir compte lors de son traitement. Il s'agit ainsi de cumuler l'effet des tronçons précédents à celui en cours. Sont ajoutées aussi les charges provenant des cellules qui se jettent à l'exutoire du tronçon précédent.
- 5⁰) L'écriture des événements : pour chaque tronçon sélectionné par l'utilisateur, un événement sera enregistré chaque fois qu'il y aura de l'eau qui atteindra ce tronçon. Les informations enregistrées par événement sont le volume d'eau, les charges en sédiments, en nutriments et en pesticides, dépendant de ce que l'utilisateur a demandé. Par défaut, le tronçon à l'exutoire est toujours sélectionné.
- 6⁰) L'accumulation des données : tout au cours de la simulation, toutes informations calculées pour un tronçon sont accumulées pour ainsi créer le fichier de sortie par source.

Les équations de base utilisées par le modèle AnnAGNPS sont fournies à l'annexe D (Curve Number, méthode TR-55 et l'équation de Bagnold). Il est à noter que le modèle est sous forme compilée. Nous avons donc utilisé le code fourni tel quel. Par conséquent, aucune calibration des équations n'a été effectuée.

2.5.3) Les fichiers de sortie du programme

Six fichiers de sortie sont créés par le programme de simulation. Il s'agit des fichiers d'erreurs, de débogage, d'événements, de sources, d'événements par source et des sources réorganisées.

Le fichier d'erreur peut contenir des messages relatifs aux erreurs rencontrées (s'il y a lieu) durant la préparation des données, la simulation ou la génération des sorties. Si le programme trouve une erreur lors de la préparation des données, celle-ci est quand même complétée afin de répertorier toutes autres erreurs, mais les calculs principaux ne sont pas lancés. Par contre, s'il y a erreur lors de la simulation, le programme s'interrompt. Aucune sortie par source n'est alors calculée.

Le fichier de débogage contient tous les messages d'alerte rencontrés lors de l'exécution du programme ainsi que les sorties intermédiaires requises par le fichier d'entrée.

Le fichier de sortie par événement procure pour chaque événement pluvieux important, les informations relatives aux tronçons sélectionnés préalablement par l'utilisateur. À l'intérieur de ce fichier, les sédiments sont classés par texture selon leurs pourcentages d'argile, de limon et de sable. Pour chacune de ces classes de texture, on obtient les charges en sédiments selon leur provenance (érosion des berges et du lit, des rigoles et plaines ou des fossés) ainsi que les charges en sédiments totaux pour l'événement en cause. De plus, le volume d'eau, les charges en azote, en phosphore et en carbone organique sont déterminés.

Le fichier de sortie par source contient des informations sur la contribution de chaque cellule à l'exutoire du bassin versant. Il s'agit de la contribution par rapport au volume d'eau ainsi que pour chaque classe de texture des sédiments selon leur provenance. Ces valeurs fournissent donc un bilan de l'eau et des charges en sédiments pour chaque cellule et sont exprimées en pourcentage d'accumulation à l'exutoire. Par exemple, le fichier permet de déterminer la contribution d'une cellule pour ce qui est des charges en sédiments argileux se retrouvant à l'exutoire du bassin. Cependant, aucune donnée concernant les charges en nutriments n'est disponible au stade actuel de développement du logiciel.

Le fichier des événements par source est un fichier volumineux contenant les mêmes informations que le fichier de sortie par événement, mais pour chaque cellule et pour chaque événement. Il est donc possible de connaître la contribution en eau et en sédiments pour chaque cellule lors de chaque événement.

Enfin, le fichier des sources réorganisées correspond au même fichier que celui des sorties par source. Cependant, il est plus complet puisqu'il contient des pourcentages supplémentaires de contributions. De plus, les données sont réorganisées de manière à ce que l'utilisateur puisse les importer facilement dans un tableur.

2.5.4) Présentation de RUSLE

Avant d'entamer la dernière partie de ce mémoire, nous allons présenter l'équation universelle révisée de pertes de sol. Le modèle AnnAGNPS intègre celle-ci pour analyser l'érosion hydrique se produisant sur un bassin versant. Puisqu'il s'agit d'une part importante du modèle, il est souhaitable d'en faire un bref rappel.

La quantité de sol perdue lors du ruissellement superficiel par le biais de l'érosion hydrique peut se mesurer sous forme d'une moyenne annuelle pour une culture donnée, suivant les caractéristiques du terrain (topographie, texture du sol, etc.). Une notion fondamentale de l'érosion et de la sédimentation stipule que toute particule qui passe en un point donné d'un bassin versant doit avoir été érodée quelque part en amont de ce point et doit avoir été transportée par ruissellement, du lieu d'érosion vers le point en question. Le taux d'érosion d'un bassin peut alors être déterminé indirectement par l'étude des charges sédimentaires évacuées à son exutoire. Il n'en reste pas moins qu'il s'agit d'un phénomène difficile à évaluer compte tenu de la complexité des interrelations qui existent entre les processus physiques impliqués. S'ajoutent à cela les variabilités spatiale et temporelle des facteurs environnementaux influençant l'érosion hydrique et le transport des particules en suspension.

Au début des années 1960, plusieurs chercheurs américains dont Yalin, Wischmeir, Meyer et Holton se sont penchés sur ce problème afin de développer des équations

ayant pour but de représenter le plus exactement possible l'érosion hydrique. C'est alors qu'apparût l'équation universelle de perte de sol (USLE). Elle fut développée aux États-Unis et, par la suite, appliquée au Québec et partout à travers le monde. Ce type d'équation, bâti autour d'évaluations empiriques, est utilisé comme un indice de sensibilité du sol dans une région donnée. Il s'agit d'un modèle de prédiction à long terme, donnant des valeurs moyennes pour une région spécifique. Initialement, l'application d'USLE se limitait à de petites parcelles de terres pour étudier l'impact du climat régional et les modifications du couvert végétal sur les paramètres d'érosion hydrique des sols. Les techniques de cueillette de données associées à cette équation devinrent trop laborieuses et son usage, restreint surtout à de petites parcelles, ne permettait pas de reproduire parfaitement les conditions réelles d'écoulement. En effet, les mesures effectuées sur des parcelles de petites dimensions ne peuvent être transposées directement à des superficies plus grandes sans subir une perte d'informations. Les mesures d'érosion en parcelles deviennent alors difficilement extrapolables à l'échelle du bassin versant sans effectuer des ajustements importants. C'est ainsi qu'est apparue une version améliorée de l'USLE, appelée RUSLE (équation universelle révisée de perte de sol). Cette version se compose des six même facteurs retrouvés dans USLE sauf que leur évaluation repose sur des algorithmes raffinés, élaborés à partir de nouvelles mesures d'érosion en parcelles (Duchemin, 2000).

Le modèle de l'équation universelle révisée de pertes de sol est basé sur le fait que le taux d'érosion résulte d'une combinaison entre plusieurs variables physiques et la gestion du territoire. L'érosion et la sédimentation impliquent les processus de détachement, de transport et de déposition des particules du sol. Les principales forces agissant sur les particules proviennent essentiellement de l'impact des gouttes de pluie et du ruissellement de surface. RUSLE prédit des moyennes à long terme de pertes de sol et c'est pourquoi ces valeurs peuvent montrer une certaine variabilité spatiale et temporelle au niveau du champ, que l'équation ne peut reproduire.

L'équation universelle révisée de pertes de sol a la forme suivante :

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Voici la description des différents paramètres.

A = taux d'érosion potentielle (T/ha)

R = facteur d'érosivité (MJ-mm/ha-h)

K = facteur d'érodabilité des sols (t-ha-h/ha-MJ-mm)

L = facteur de longueur de pente

S = facteur d'inclinaison de pente

C = facteur de la couverture végétale

P = facteur des pratiques de conservation du sol

La majorité de ces facteurs sont basés sur le concept de déviation vis à vis d'un standard. Le facteur R quantifie l'effet de l'impact des précipitations sur le sol et reflète la quantité et le taux de ruissellement associés aux précipitations. Des cartes d'érosivité ont été créées pour plusieurs pays dont les États-Unis et le Canada. Au Québec, les valeurs du facteur R se situent entre 250 MJ-mm/ha-h pour les régions du Nord et 1250 MJ-mm/ha-h pour les régions du Sud de la province (Duchemin, 2000).

Le facteur K représente la vulnérabilité des sols sous l'effet des précipitations, du ruissellement ou de l'infiltration. On tient compte ici des propriétés du sol telles que son érodabilité, sa texture (pourcentage de limon, de sable et de sable très fin), son contenu en matière organique, sa structure et sa perméabilité. Les valeurs du facteur K pour les sols agricoles québécois se situent entre 0,0072 t-ha-h/ha-MJ-mm pour des sols fortement sableux ou argileux et 0,0630 t-ha-h/ha-MJ-mm pour des sols fortement limoneux (Duchemin, 2000).

Les facteurs L et S tiennent compte de l'influence de la topographie sur l'érosion. Le facteur L représente la distance horizontale séparant le point d'origine du ruissellement et l'endroit du versant où la pente est suffisamment faible pour qu'il y ait sédimentation du matériel érodé. Le facteur S quant à lui, se définit comme étant le gradient de la dénivellation verticale séparant ces deux lieux. Le taux d'érosion croît avec l'augmentation de ces deux facteurs. Dans notre cas, ceux-ci sont directement calculés par Agflow à partir des résultats obtenus du traitement du MNA par Topaz.

Enfin, les deux derniers facteurs C et P, sont étroitement reliés au mode de gestion du territoire sur le bassin versant. Le facteur C s'obtient à partir de cinq paramètres : la tenure antérieure des terres, la couverture végétale aérienne, la couverture végétale au sol, la rugosité de surface et l'humidité du sol. Il est ainsi possible de considérer la succession des activités agricoles durant l'année, particulièrement celles touchant l'évolution des superficies agricoles couvertes par les résidus. À l'intérieur du modèle AnnAGNPS, ce facteur est calculé pour chaque période de temps où les principaux paramètres sont supposés constants. Pour certaines zones telles que le pâturage, les paramètres sont relativement constants de même que l'érosion, c'est pourquoi on utilise un facteur C annuel. Par contre pour les zones de cultures intensives, ce facteur est calculé à tous les quinze jours. Le facteur P quant à lui, représente l'effet des mesures de conservation sur l'érosion hydrique. Son impact se situe surtout au niveau du ruissellement. Il tient compte de l'évaluation des processus de détachement, de transport et de sédimentation résultant des opérations de conservation telles que les cultures en terrasses, en bandes alternées ou le labour suivant les courbes de niveau.

Il existe maintenant une adaptation canadienne de RUSLE, mise sur pied grâce au gouvernement fédéral canadien, par l'entremise d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada. Ainsi, l'utilisation de RUSLE au Québec est désormais facilité (Duchemin, 2000).

CHAPITRE 3 : APPLICATION DU MODÈLE AnnAGNPS

Ce chapitre comporte plusieurs sections. Dans un premier temps, l'aire d'étude choisie pour l'application du modèle AnnAGNPS sera présentée. Par la suite, il sera question de l'acquisition des données nécessaires ainsi que de la méthodologie utilisée. Enfin, nous décrirons le traitement des données effectué de même que leur intégration dans le modèle.

3.1) Le bassin versant de la rivière Boyer

Lors de cette étude, le modèle AnnAGNPS a été appliqué sur une portion du bassin versant de la rivière Boyer. Étant donné qu'il existe déjà de nombreuses données caractérisant ce territoire et qu'on y retrouve une pollution d'origine agricole importante, ce bassin s'avère être tout à fait propice pour une tentative de validation d'AnnAGNPS.

3.1.1) Profil physique de l'aire d'étude

Située sur la rive sud du fleuve St-Laurent à environ 35 kilomètres à l'est de la ville de Québec, la rivière Boyer coule en direction nord et prend sa source près des villages de Saint-Anselme et de Honfleur. Elle rejoint le fleuve à la hauteur de la municipalité de Saint-Vallier. La figure 3.1 présente la localisation du bassin versant de la rivière Boyer.

Le bassin versant de la rivière Boyer fait partie de la région administrative 03 (Québec) et se situe entre $70^{\circ}49'30''$ et $71^{\circ}03'30''$ de longitude ouest et entre $46^{\circ}37'00''$ et $46^{\circ}53'30''$ de latitude nord. Il s'étend sur deux Municipalités Régionales de Comté (MRC), soit la MRC de Bellechasse qui couvre 80% du territoire ainsi que la MRC de Desjardins. De plus, on dénombre 11 municipalités ayant une portion de territoire à l'intérieur du bassin. Sa partie amont se trouve sur le plateau des Appalaches et atteint 275 mètres d'altitude. Il descend progressivement vers les Basses-Terres du St-Laurent pour atteindre une altitude inférieure à 10 mètres à l'exutoire.

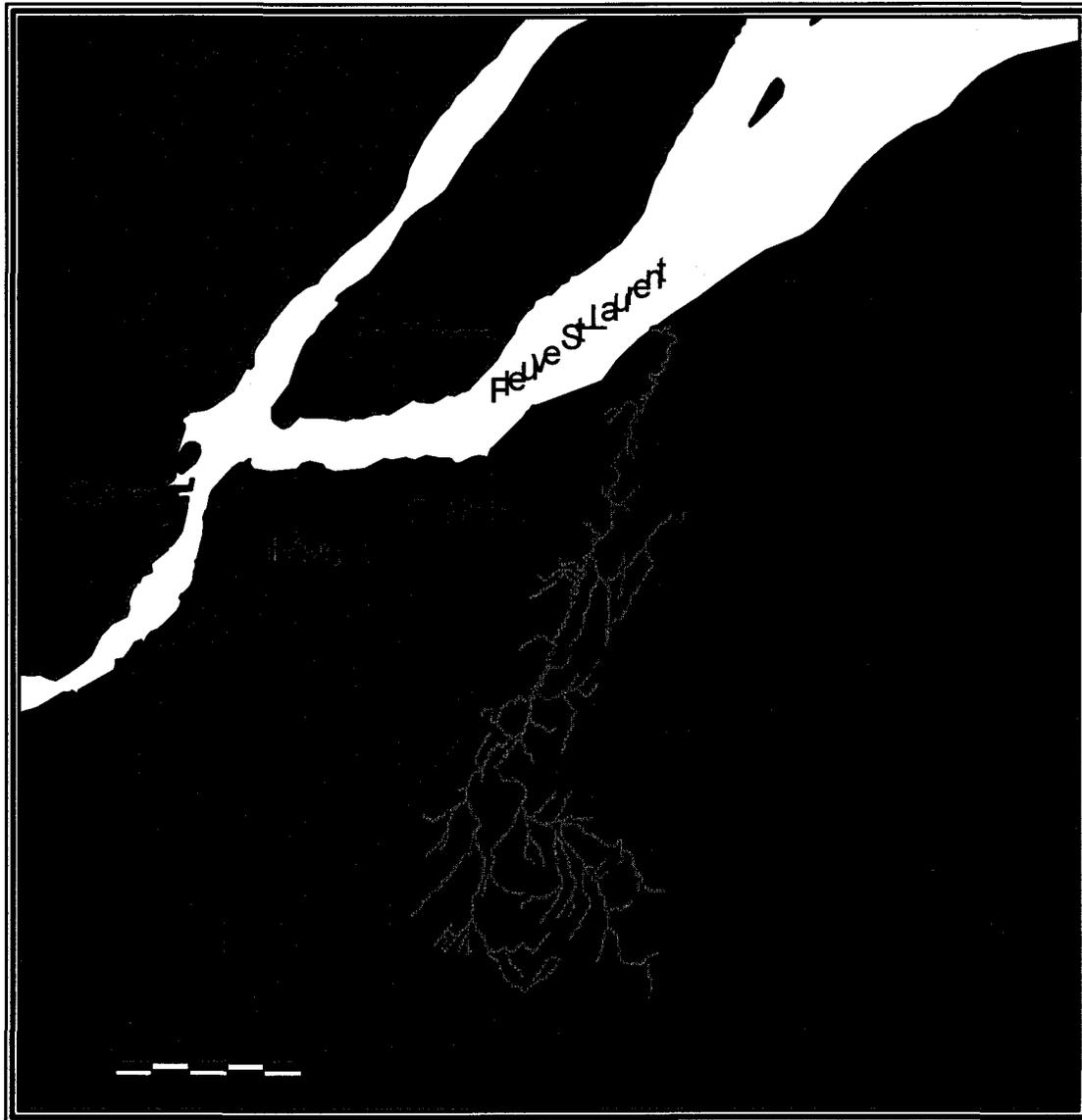


Figure 3.1 : Localisation du bassin versant de la rivière Boyer.

Les sols du territoire proviennent essentiellement de dépôts glaciaires des Appalaches, de dépôts d'argile marine ainsi que des anciennes plages de la mer de Champlain. Drainé par environ 345 km de cours d'eau, le bassin versant couvre une superficie totale d'environ 217 km². Deux rivières principales côtoient le bassin : la rivière Etchemin à l'ouest et la rivière du Sud à l'est.

Le bassin se subdivise en cinq sous-bassins, chacun couvrant une superficie de plus de 20 km², soit celui de la Boyer, de la Boyer Sud, de la Boyer Nord, de la rivière Du Portage et de Honfleur. La branche principale de la rivière a une pente générale de 2,5 m/km tandis que la branche sud possède une pente de 10,5 m/km. Le bassin versant possède un lac d'un peu moins de 1 km², soit le lac Saint-Charles. À l'embouchure de la rivière Boyer, le débit moyen observé est de 5 m³/sec, atteignant un maximum de 20 m³/sec lors des crues printanières.

Le climat que l'on y retrouve est de type tempéré froid, à caractère continental très prononcé. Deux stations météorologiques, situées à Saint-Michel de Bellechasse et à Honfleur, recueillent les données climatiques pour l'ensemble du bassin. Les températures annuelles moyennes enregistrées par ces deux stations sont respectivement de 3,4 et 3,8⁰C. Les précipitations moyennes annuelles sont de 1 137 mm, dont environ 25% se retrouvent sous forme de neige. De plus, on dénombre environ 120 jours de gel par an. Les valeurs météorologiques fournies ici proviennent de moyennes calculées entre le mois de mars 1965 et décembre 1990.

3.1.2) L'occupation du territoire

L'agriculture est prédominante sur le bassin versant de la rivière Boyer. À elle seule, elle occupe 60% du territoire, suivie par les forêts à environ 40% et moins de 1% pour les zones urbaines. On dénombre environ 300 entreprises agricoles en opération sur le bassin, ce qui équivaut à 13 289 hectares de terres en culture. Le tiers des exploitations

sont en production laitière. La culture importante de légumineuses et de graminées fourragères confirme cette vocation. En effet, celles-ci couvrent près des trois quarts (73%) des superficies cultivées sur l'ensemble du territoire. Les céréales à paille et le maïs grain suivent avec 20% et 5% respectivement de la superficie totale du bassin. Enfin, la production de fruits et légumes n'occupe qu'environ un pourcent, c'est-à-dire 160 hectares du territoire.

Quatre types de production animale sont présents sur le bassin à savoir les bovins, les truies, les porcs à engraissement et les volailles. On y dénombre 23 055 unités animales (u.a.). Les productions porcine et bovine sont prédominantes avec respectivement 55% et 38% des unités animales recensées. Le sous-bassin Du Portage est caractérisé par sa vocation laitière tandis que les sous-bassins Boyer Nord et Boyer Sud sont associés à la production porcine. Pour l'ensemble du bassin versant, on note un ratio de 1,8 u.a./ha, atteignant un maximum de 2,5 u.a./ha pour le sous-bassin de Honfleur.

3.1.3) Un bilan agro-environnemental

En 1998, un bilan agro-environnemental sur l'utilisation de l'azote et du phosphore dans le bassin versant de la rivière Boyer a été réalisé. Ce bilan se retrouve dans le rapport Saint-Laurent Vision 2000 (Laflamme et al., 1998). Il a permis de faire le point sur les impacts générés par la pression agricole au niveau de la qualité de l'eau de surface du bassin.

Les résultats obtenus lors de ce bilan indiquent que sur le bassin versant de la rivière Boyer, les apports en éléments nutritifs produits « sous la queue » s'élèvent à une production globale de 1 379 tonnes pour l'azote et de 407 tonnes pour le phosphore. Le maximum de production est observé dans la partie amont du bassin, soit dans les sous-bassins Boyer Sud et Boyer Nord. Les fumiers et les lisiers produits par les élevages de

ces deux sous-bassins représenteraient un équivalent annuel de plus de 843 tonnes d'azote et de 253 tonnes de phosphore.

La pression agricole, c'est-à-dire les charges excédentaires de nutriments en kilogramme par hectare, engendrée par l'épandage des fumiers et l'utilisation d'engrais minéraux, est considérée comme importante dans la plupart des sous-bassins. Cette pression se fait davantage ressentir dans le sous-bassin de la Boyer Sud, avec 83,4 kg/ha d'azote excédentaire et 35,5 kg/ha de phosphore. Les apports dans ce secteur dépassent par un facteur de deux les prélèvements en azote et par un facteur de quatre ceux en phosphore. C'est dans le sous-bassin Du Portage que la pression est moindre avec des valeurs de 6,5 kg/ha et 9,5 kg/ha pour les excédents d'azote et de phosphore respectivement. Enfin, ils ont estimé que 30% de l'azote brut produit « sous la queue » par le cheptel porcin était perdu par volatilisation sous forme d'azote ammoniacal, dans les bâtiments et lors de l'entreposage. Ces pertes sont dues essentiellement à l'utilisation de pratiques traditionnelles ainsi qu'aux diverses technologies employées sur le territoire dans la chaîne de gestion des fumiers.

Tous ces excédents ont pour conséquence une accumulation des nutriments dans les sols, qui deviendront sujets aux pertes par ruissellement, érosion et lessivage. C'est ainsi qu'apparaît la pollution des eaux de surface sur le bassin versant de la rivière Boyer.

3.1.4) La qualité de l'eau sur le bassin versant

Depuis le début des années 1990, plusieurs paramètres conventionnels caractérisant la qualité de l'eau tels que la DBO₅, l'oxygène dissous, le pH et les concentrations d'azote ammoniacal, sont analysés sur le bassin. Pour tous ces paramètres, la qualité de l'eau de la rivière Boyer est considérée comme satisfaisante à excellente sur l'ensemble de son parcours, à l'exception du secteur Saint-Charles.

La détérioration de l'eau dans ce secteur proviendrait d'un fonctionnement inadéquat de la station d'épuration au début des années 1990. Celle-ci traitait à la fois les eaux usées de l'abattoir et celles de la municipalité.

Par ailleurs, le problème majeur de la rivière Boyer se situe au niveau de l'eutrophisation. En effet, les teneurs en phosphore total de l'eau dépassent continuellement la valeur critique de 0,03 mg de phosphore/L d'eau. Ce dépassement est visible par les quantités d'algues et de plantes aquatiques se retrouvant dans le cours d'eau durant la période estivale. Cette eutrophisation, telle que vue précédemment, est due à un enrichissement excessif des eaux en matières nutritives provenant des terres agricoles.

Le même problème survient au niveau de la rivière Boyer Sud et du ruisseau Du Portage. En effet, pour les paramètres conventionnels la qualité de l'eau est considérée comme étant satisfaisante. Cependant, un problème d'eutrophisation existe. Enfin, la rivière Boyer Nord possède, en plus d'une mauvaise qualité d'eau pour l'eutrophisation, une qualité douteuse pour certains paramètres conventionnels.

Il existe donc un sérieux problème en ce qui a trait à la concentration de phosphore dans les eaux de surface du bassin versant de la rivière Boyer. La principale cause identifiée est l'utilisation excédentaire de fertilisants tant organiques que minéraux utilisés sur les terres agricoles du bassin. Cependant, ce problème n'est pas récent. L'un des premiers facteurs d'intervention a été l'état de la partie aval de la rivière Boyer, considérée comme étant l'une des principales frayères pour l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), objet de pêche sportive. Au début des années 1960, une baisse importante des captures a été constatée. Malgré l'interdiction de pêche émise en 1977, la population d'éperlans considérée jusqu'alors la plus importante de l'estuaire du Saint-Laurent, ne cessa de décliner pour disparaître complètement dans les années 1980. Des études ont permis de conclure que le problème résidait au niveau d'une sédimentation excessive de la rivière

suite à l'érosion des terres et d'une dégradation générale de la qualité de l'eau, notamment par les éléments nutritifs...

3.1.5) Le sous-bassin de la Boyer Nord

Pour expérimenter le modèle AnnAGNPS, celui-ci fut appliqué non pas sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer, mais sur le sous-bassin de la Boyer Nord. La figure 3.2 localise ce sous-bassin par rapport au bassin versant de la rivière Boyer.

La rivière Boyer Nord est un affluent de la Boyer. Elle draine une superficie de 29,8 km². Les terres agricoles occupent près de 50% du territoire, soit 1 382 hectares tandis que les forêts occupent un peu plus de 50% avec 1 598 hectares. La figure 3.3 montre le pourcentage associé à chaque culture retrouvée sur le territoire. On y dénombre un cheptel de 2 863 unités animales. Le porc domine nettement le secteur, suivi par les bovins laitiers et les bovins de boucherie. La figure 3.4 donne le pourcentage détaillé pour chacune des productions animales.

La rivière Boyer Nord possède deux stations d'échantillonnage situées à son exutoire (008 et 005) ainsi qu'une station météorologique (figure 3.2). Tel que mentionné précédemment, la qualité de l'eau de cette rivière est considérée mauvaise, tant pour certains paramètres conventionnels que pour l'eutrophisation. Les teneurs en azote et phosphore total sont respectivement de 25 et 6 fois plus élevées qu'en milieu naturel.

La pression agricole sur le territoire est de 56,1 kg d'azote/ha et de 28,3 kg de phosphore/ha. La contamination microbienne est aussi importante ce qui limite l'usage récréatif des lieux. Les activités agricoles sont les seules responsables de cette dégradation compte tenu qu'aucune municipalité n'est présente sur le territoire. Malgré une plus faible densité animale, les concentrations médianes en substances nutritives sont similaires à celles rencontrées à la station de la rivière Boyer Sud.

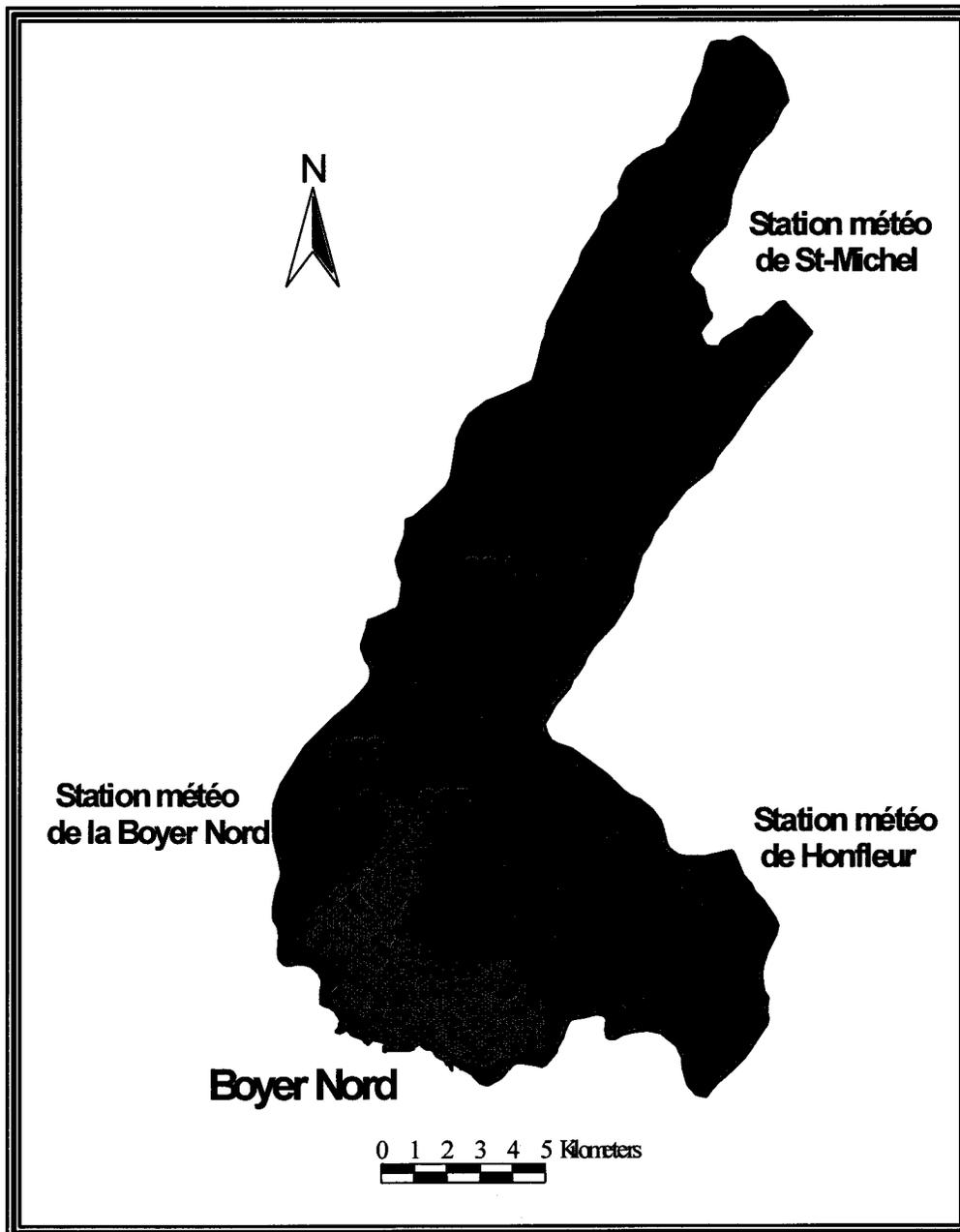


Figure 3.2 : Localisation du sous-bassin versant de la Boyer Nord ainsi que des stations d'échantillonnage et météorologiques.

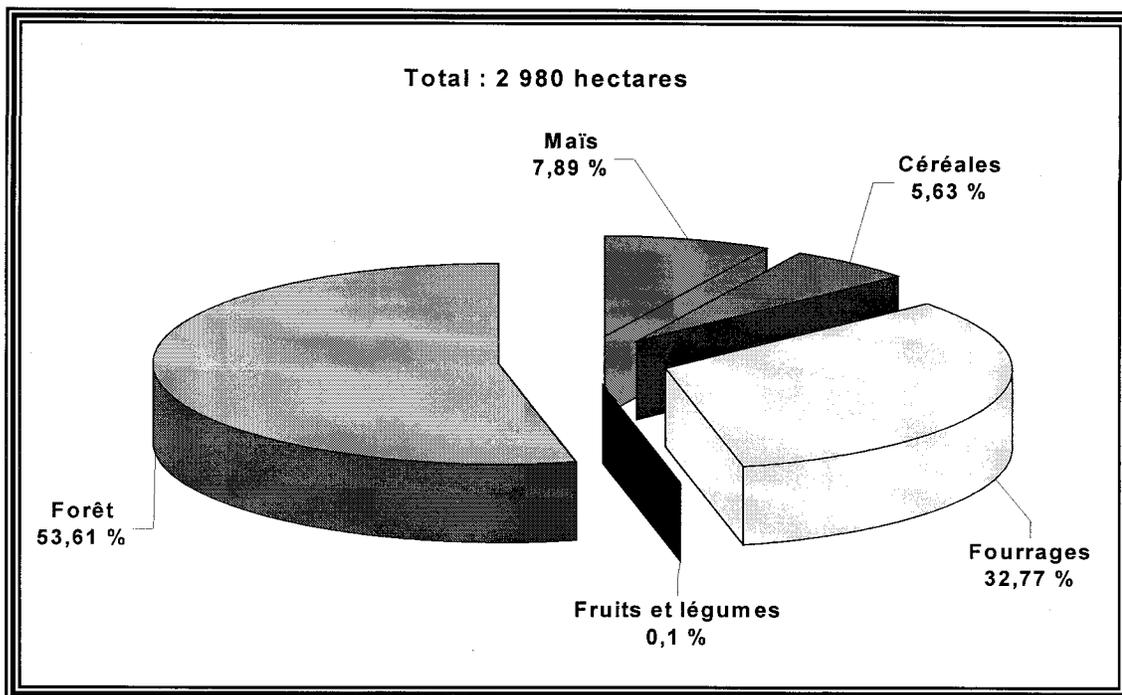


Figure 3.3 : Occupation du territoire pour le sous-bassin versant de la Boyer Nord.

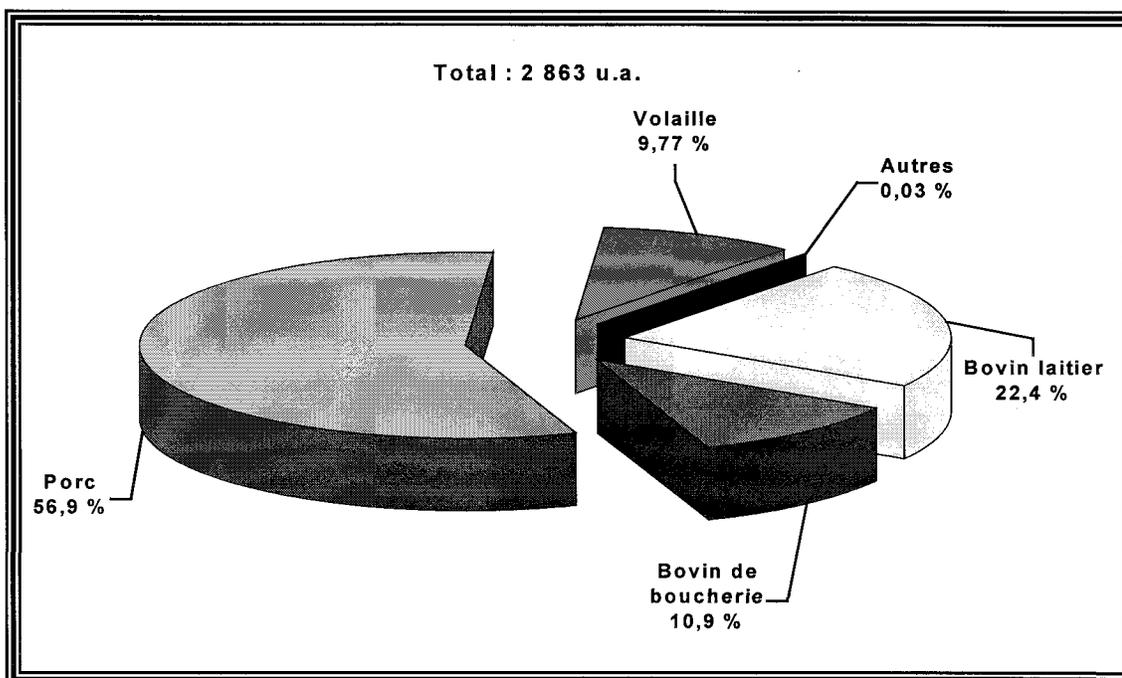


Figure 3.4 : Productions animales retrouvées sur le sous-bassin versant de la Boyer Nord.

Cependant, l'analyse des tendances révèle qu'entre juin 1993 et décembre 1996, l'azote ammoniacal, le phosphore dissous et le phosphore total ont diminué respectivement de 22%, 28% et 39%. Pour sa part, l'azote organique a augmenté de façon significative, soit de 90%.

3.2) Acquisition des données

Pour que le modèle représente adéquatement les phénomènes érosifs et les pertes de nutriments sur le territoire à l'étude, il est essentiel d'effectuer une bonne caractérisation du bassin versant. La cueillette des données a donc été effectuée en trois étapes. Tout d'abord, les données caractérisant le territoire ont été rassemblées : le climat, l'occupation, les sols et le réseau hydrographique. Par la suite, les données concernant les pratiques agricoles furent recueillies et enfin les données se rapportant à l'équation universelle révisée de perte de sol ont été colligées.

3.2.1) Les données caractérisant le territoire

3.2.1.1) Le climat

Les données climatiques ont été obtenues auprès du service météorologique du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) et de l'aéroport de Québec. Le MEF possède deux stations météorologiques sur le territoire du bassin versant de la rivière Boyer. L'une est située dans la municipalité de Honfleur et l'autre, à St-Michel de Bellechasse (figure 3.2). La station de Honfleur a permis d'obtenir les données concernant les précipitations et les températures maximales et minimales. Si certaines valeurs étaient manquantes, c'est à la station de Saint-Michel que l'on se référerait. La température au point de rosée, la couverture nuageuse ainsi que la vitesse et la direction du vent ont été fournies par l'aéroport de Québec. Les données recueillies ont par la suite été formatées sous Excel, de manière à être conformes aux exigences du fichier de données météorologiques d'AnnAGNPS.

3.2.1.2) Le Modèle Numérique d'Altitude

Le modèle numérique d'altitude (MNA) doit être le plus précis possible puisqu'il sert à générer le réseau hydrographique du bassin versant. Une carte topographique au 20 000^{ième} a été utilisée pour la numérisation des courbes de niveau du territoire. Par la suite, un calcul sous Idrisi a permis de créer une grille des altitudes.

Afin de compléter et corriger le réseau donné par la carte topographique, un repérage par GPS pour les sources et exutoires (direction d'écoulement) des fossés a été effectué. Il s'agissait d'un GPS portatif muni d'un mini-ordinateur permettant d'enregistrer les coordonnées et l'altitude d'un itinéraire.

3.2.1.3) Caractéristiques du réseau hydrographique

Les données concernant la profondeur et la largeur des ruisseaux ont été obtenues grâce au repérage par GPS. Ces données ont permis de calculer les coefficients géométriques des tronçons nécessaires au modèle. Pour ce qui est des coefficients des courbes de ruissellement A, B, C et D, ils proviennent d'un tableau réalisé selon l'approche de l'USDA-SCS (Renard et al.,1997).

3.2.1.4) L'occupation du territoire

Pour déterminer l'occupation du territoire, nous avons utilisé une carte cadastrale fournie par le MEF. Par la suite, les parcelles cultivées ont fait l'objet d'une enquête auprès des agriculteurs pour déterminer le type de culture s'y trouvant et les opérations effectuées sur chacune d'elles. Les zones forestières ont été répertoriées grâce aux indications des agriculteurs possédant une partie de leurs lots en forêt ainsi qu'à l'aide d'une carte fournie par le Ministère de l'Agriculture. Cette même carte a permis de localiser les zones urbaines (essentiellement des lotissements, très peu d'usines). Enfin, toutes ces données ont été numérisées sous ArcView pour une meilleure visualisation et incorporation à AnnAGNPS.

3.2.1.5) Caractéristiques des sols

La texture des différents horizons et la répartition spatiale des séries ont été déterminées à partir des rapports pédologiques des comtés de Lévis (Laplante, 1962) de Bellechasse (Marcoux, 1966) et de Dorchester (Pageau, 1976). Une description générale a été établie pour une même série sur tout le territoire et certaines d'entre elles ont été regroupées étant donné leur similitude. La masse volumique apparente et les propriétés hydrauliques de chaque horizon ont été estimées en fonction de leur texture. Les séries dont la répartition texturale n'était pas disponible ont été considérées comme étant des loams sableux, représentatifs des principaux profils de sol cartographiés dans la région à l'étude.

Les données concernant le taux de matière organique (MO) et les concentrations en phosphore du sol ont été obtenues à partir des analyses de sol effectuées par les clubs conseil. Cependant, puisque aucune donnée n'était disponible pour l'azote total, les valeurs par défaut du modèle ont été utilisées. Enfin, les pourcentages d'azote et de phosphore inorganique contenu dans le sol furent considérés comme étant égaux à 90% et 50% respectivement.

3.2.2) Les données agricoles

Le modèle AnnAGNPS requiert la composition chimique de tous les fertilisants minéraux et organiques utilisés sur le territoire. Pour les fertilisants minéraux, cela ne pose aucun problème. Cependant, pour les fertilisants organiques, nous nous sommes référés aux spécialistes de l'Institut de Recherche et de Développement en Agriculture (IRDA) et du Ministère de l'Agriculture. Le tableau 3.1 fournit la composition chimique obtenue pour les principaux types de fertilisants organiques rencontrés.

Les quantités de fertilisants épandus par chaque agriculteur proviennent des clubs conseil affiliés au bassin versant de la rivière Boyer Nord. Ceux-ci ont de plus fourni les données concernant la répartition des cultures pour les années 1999 et 2000. Cependant,

puisque tous les agriculteurs ne font pas appel aux services de ces clubs, il a été nécessaire d'effectuer une enquête agricole. Après contact par téléphone suivi d'une rencontre auprès des agriculteurs en cause, nous avons obtenu pour chaque lot l'occupation du sol, les fertilisations ainsi que les opérations effectuées et leur date.

Tableau 3.1 : Composition chimique pour chaque fertilisant organique

	N total (%)	N org. (%)	N inorg. (%)	P total (%)	P org. (%)	P inorg. (%)	C org. (%)	Mat.org (%)
Fumier bovin	0,501	0,401	0,100	0,364	0,000	0,364	8,517	14,683
Lisier bovin	0,285	0,200	0,086	0,153	0,031	0,122	1,425	2,457
Lisier porcin	0,356	0,267	0,089	0,250	0,050	0,200	1,780	3,069
Purin bovin	0,280	0,168	0,112	0,150	0,000	0,150	1,960	3,379

Les propriétés des opérations de référence (semis à trois cm, semis à la volée, fertilisation chimique, labour, etc.) ont été définies grâce aux données contenues dans le manuel RUSLE (Renard et al., 1997).

Enfin, pour une meilleure précision, un repérage de leurs différents lots sur une carte cadastrale et le découpage de ceux-ci en champs furent effectués lors de la rencontre.

3.2.3) Les données relatives à RUSLE

3.2.3.1) Les données RUSLE se rapportant aux cultures

La consommation d'azote et de phosphore pour chaque culture au cours des différents stades de développement (initial, développement, maturité et sénescence) a été fournie par le MAPAQ.

De plus, le calcul du facteur C requiert les données d'évolution de trois paramètres à tous les quinze jours et ce, pour chaque culture. Ces paramètres sont la masse racinaire dans les cent premiers millimètres du sol, la surface du sol recouverte par la canopée ainsi que la hauteur d'interception des gouttes de pluie par celle-ci. C'est avec l'aide de plusieurs spécialistes qu'il a été possible de déterminer les valeurs maximales de ces trois paramètres. Par la suite, en utilisant un rapport de proportionnalité, nous en sommes venus à déterminer l'évolution de la biomasse à tous les quinze jours. L'annexe B.1 fournit les données obtenues à tous les quinze jours pour ces trois paramètres.

3.2.3.2) Les données RUSLE se rapportant au sol

La valeur du facteur K pour chaque série de sol a été obtenue à partir de tables valables pour les sols québécois en fonction de leur texture. Le classement dans les groupes hydrologiques de chacune des séries de sol a été effectué à partir du manuel RUSLE (Renard et al., 1997). L'albédo a été calculé à partir de l'équation $ALB = 0,6/\exp(0,4 * \text{taux de matière organique})$. Le taux de matière organique utilisé dans cette équation provient du premier horizon.

Certaines données nécessaires à l'application de RUSLE ont dû être estimées à partir de la documentation disponible. C'est le cas du code de distribution du facteur EI (indice d'érosivité) qui est de 113 pour le Québec, du maximum de précipitation sur 24 heures tous les deux ans, correspondant à 50,8 mm pour notre région, ainsi que les caractéristiques des zones non cultivées (Chardonneau, 2000). En effet, pour les zones urbaines, les pâturages intensifs et les forêts, il est nécessaire de connaître la moyenne annuelle de la masse racinaire, de la couverture du sol par la canopée, de la hauteur d'interception des gouttes de pluie ainsi que de la couverture du sol par les résidus.

3.3) Méthodologie

3.3.1) Matériel utilisé

Des échantillons d'eau ainsi que des mesures de débit ont été prélevés par l'entremise de deux stations hydrométriques installées à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (stations 005 et 008). De plus, une autre station localisée sur le cours principal de la rivière Boyer (station 004) fut mise à notre disposition. Elle se retrouve en aval des stations 005 et 008 (voir figure 3.2).

La station 008 est munie d'un seuil jaugeur en forme de V à sa base ainsi que d'un limnimètre (AMERICAN SIGMA 950 area velocity flowmeter). La sonde de celui-ci est installée au centre de la rivière à environ 60 centimètres en amont du seuil. Un échantillonneur automatique réfrigéré (AMERICAN SIGMA 900 refrigerated sampler) asservi au limnimètre, permet de prélever des échantillons d'eau à une fréquence déterminée. La crépine de l'échantillonneur est installée au même endroit que la sonde du limnimètre.

La station 005 est munie d'un limnigraphe d'appoint de type FOXBORO permettant de mesurer continuellement la hauteur d'eau. Celui-ci est installé à environ 10 mètres en amont du seuil. Des jaugeages ont été réalisés en période de crue et d'étiage afin de pouvoir tracer une courbe de tarage caractéristique des conditions d'écoulement à la section de contrôle.

Une station météorologique a été installée à l'embouchure de la rivière Boyer Nord. Elle possède un pluviomètre à augets basculaires de marque SIGMA, uniquement fonctionnel durant la période sans gel, ainsi qu'un pluviomètre totalisateur autonome muni d'un écran NIPHER. Le limnimètre de la station 008 est équipé d'une mémoire, ce qui lui permet d'enregistrer toutes les données recueillies par les instruments de même marque, dont le

pluviomètre SIGMA. De plus, il calculait grâce à la courbe de tarage, le débit instantané de la rivière ainsi que la quantité totale d'eau écoulée.

3.3.2) Stratégies d'échantillonnage de l'eau

Deux stratégies d'échantillonnage de l'eau ont été utilisées en parallèle. Premièrement, des échantillons instantanés prélevés manuellement une fois par semaine et deuxièmement, des échantillons instantanés recueillis en fonction du débit grâce à l'échantillonneur automatique. Ce dernier prenait de un à quatre échantillons par jour pendant la période de crues printanières. Cependant, durant les étiages estivaux, un échantillon était prélevé avec une fréquence de 4 à 13 jours. Enfin, tous les échantillons effectués manuellement ont été prélevés au centre de la rivière en notant le débit instantané.

L'échantillonneur automatique avait été programmé pour qu'un échantillon soit prélevé après l'écoulement d'un volume d'eau correspondant à 70 000 m³. Or, en période hivernale, le gel et le dégel ont parfois provoqué des embâcles, ce qui a faussé la lecture de la pression réelle de l'eau au-dessus de la sonde du limnimètre de la station 008. Par conséquent, ceci a nuit au bon fonctionnement de l'échantillonneur automatique pendant quelques semaines entre les mois de janvier et février. Dans ces circonstances, les échantillons d'eau ont été prélevés manuellement. De plus, la station hydrométrique située en amont, c'est-à-dire la station 005, a aussi été influencée par le gel et le dégel. Elles fournissait donc des résultats de débit similaires à ceux de la station 008 qui n'ont pu être utilisés. En effet, on assiste à des maxima de débit en hiver, les hauteurs d'eau sortant alors de la courbe de tarage. Des valeurs de débit de l'ordre de 3 500 000 m³/jour ont été enregistrées. Pour résoudre le problème, les débits ont été estimés à partir des données du limnigraphe de la station 004 qui n'était pas influencé par le gel et le dégel, compte tenu du fait que les débits étaient plus élevés qu'aux stations 005 et 008.

3.3.3) Analyse des échantillons d'eau

Aussitôt prélevés, les échantillons d'eau étaient réfrigérés à 4⁰C, puis envoyés au laboratoire dans un délai de 24 heures. À leur arrivée, les échantillons étaient analysés pour les solides en suspension et les orthophosphates. La quantité de solides en suspension était déterminée par gravimétrie après avoir filtré 500 ml de l'échantillon à travers une membrane Nuclepore (0,45µm). Les orthophosphates étaient analysés au moyen d'une méthode colorimétrique automatisée (Technicon, 1973). Une portion de 50 ml d'échantillons non filtrés a été préservée avec de l'acide sulfurique (H₂SO₄) afin d'analyser le phosphore total au persulfate de potassium, à l'aide d'un autoclave. Une autre portion des échantillons était filtrée sur filtre Nuclepore (0,45 µm de porosité) et les filtrats étaient préservés avec de l'acide sulfurique pour l'analyse du phosphore total dissous à l'aide d'une méthode colorimétrique automatisée. Enfin, le phosphore particulaire était obtenu en soustrayant le phosphore dissous du phosphore total (Buon, 2000).

3.4) Traitement des données et intégration dans AnnAGNPS

3.4.1) Le réseau hydrographique

Le réseau hydrographique a été généré par Topaz à partir du modèle numérique d'altitude du territoire. Par contre, après l'étude de celui-ci nous avons constaté que le réseau obtenu ne correspondait pas au véritable réseau retrouvé sur le territoire et ce, en de nombreux endroits. Cette constatation s'explique d'une part par le fait que le bassin versant de la Boyer Nord est constitué de zones à très faibles pentes. D'autre part, la présence de terres agricoles sur le territoire a conduit à la création d'un réseau hydrologique artificiel constitué de fossés, de réseaux de drainage et de ruisseaux aménagés. C'est pourquoi, il a été essentiel d'effectuer un repérage au GPS pour les sources et les exutoires des fossés. Les données ainsi recueillies ont été insérées dans le système d'information géographique ArcView et fusionnées avec le réseau

hydrographique de la carte topographique. Une extension d'ArcView (Maidment) a permis de creuser artificiellement le modèle numérique d'altitude (opération de « brûlage »). Nous avons ainsi généré un nouveau modèle, en abaissant de dix mètres l'altitude des points de la grille situés sur le réseau hydrographique. Après un traitement par Topaz, le réseau généré coïncidait adéquatement avec celui du territoire. La figure 3.5 présente les 192 tronçons obtenus à partir de Topaz. Les coefficients géométriques des tronçons ont été calculés par une régression du type:

$$\text{Largeur (ou Profondeur)} = a * (\text{surface drainée})^b$$

Les paramètres a et b étant les coefficients à déterminer. Ces coefficients servent à évaluer la largeur et la profondeur du tronçon en fonction de la distance à l'exutoire.

3.4.2) Création des cellules d'AnnAGNPS

Les cellules d'AnnAGNPS sont créées grâce au traitement par Topaz du modèle numérique d'altitude. Les deux paramètres clé pour ce traitement sont la surface critique de drainage et la longueur minimale d'un tronçon source. Ceux-ci sont donnés par l'utilisateur et peuvent varier spatialement. Ainsi, après avoir effectué plusieurs tests avec une même valeur pour chacun des paramètres, nous avons constaté que les cellules produites étaient trop grandes. L'occupation du sol se trouvait alors mal définie. Nous avons donc ajusté les valeurs des paramètres en différentes zones afin de trouver un compromis entre la taille des cellules et leur représentativité de l'occupation du territoire. La création d'une grille de codes nous a ainsi permis d'utiliser des valeurs variant spatialement. Celles-ci sont présentées dans le tableau 3.2. Topaz a ainsi créé 464 cellules pour le bassin versant de la Boyer Nord (figure 3.6). La grille générée par Topaz a été convertie en polygones afin de pouvoir visualiser sur ArcView les cellules obtenues.

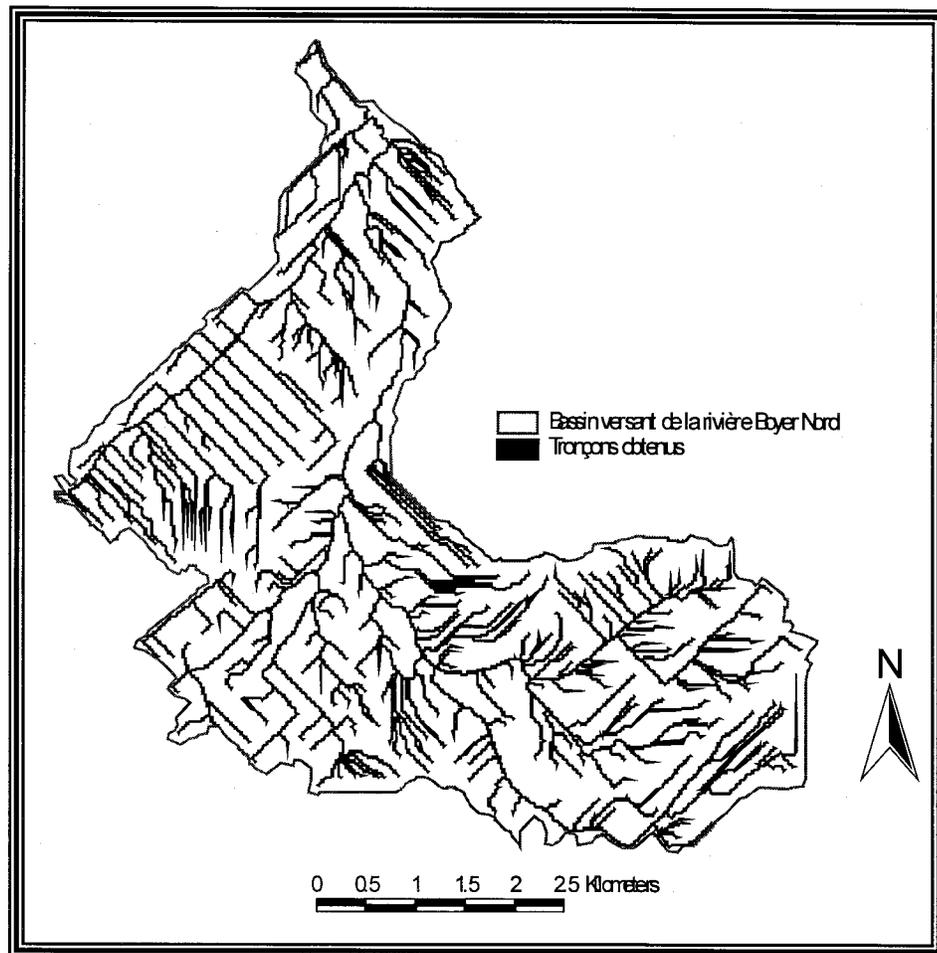


Figure 3.5 : Tronçons sur le bassin versant de la rivière Boyer Nord générés par Topaz.

Tableau 3.2 : Codes utilisés pour définir la surface critique de drainage et la longueur minimale des tronçons sources

Code	Surface critique de drainage (ha)	Longueur minimale des tronçons sources (m)
0	Indéfini	Indéfini
1	5,0	150,0
2	5,0	150,0
3	50,0	150,0
4	1,0	300,0
5	15,0	150,0



Figure 3.6 : Cellules sur le bassin versant de la rivière Boyer Nord générées par Topaz.

3.4.3) Les données agricoles

Une base de données agricoles a été créée sous Access 97 afin de faciliter l'entrée des données de même type. Ainsi, une interface utilisateur a permis d'entrer rapidement les données à l'aide de listes déroulantes et à les modifier s'il y avait lieu. L'entrée de données se faisait par lots cadastraux. Dans la majorité des cas, les lots étaient découpés par champ. Les données à entrer étaient les suivantes : numéro du champ, nom de l'agriculteur exploitant, type d'occupation du territoire, présence de bandes riveraines, opérations effectuées sur le champ (périodes de 1998-1999 et 1999-2000), dates et caractéristiques des opérations, pédologie du lot, irrigation et code de gestion se référant à AnnAGNPS. Cependant, notre base de données s'est révélée trop précise pour une intégration complète dans le modèle AnnAGNPS. En effet, nous obtenions des gestions de cultures et de fertilisants différentes pour chaque cellule du modèle. Il a donc été nécessaire d'effectuer un classement des types de gestion les plus communes pour chaque culture et fertilisant. Ainsi, nous avons déterminé le nombre de fertilisations le plus fréquent pour chaque culture, la quantité moyenne de fertilisants épandus à chaque fertilisation et ce, pour chaque champ, ainsi que les dates de fertilisation les plus fréquentes. Lorsque les fréquences ne permettaient pas de faire un choix, deux gestions étaient créées regroupant les deux options les plus communes.

De plus, étant donné que les fermes sur le territoire sont généralement à production bovine ou porcine, nous avons divisé les cultures de maïs, de foin et de pâturages en deux gestions correspondant à ces types de fermes. Ceci a été effectué dans le but de séparer les cultures recevant des fumiers de bovins ou lisier de porcs. L'annexe B.2 montre le résultat final pour la classification des gestions. Par la suite, pour relier facilement les données agricoles contenues dans Access et les données spatiales d'ArcView, nous n'avons eu qu'à utiliser le même identifiant de champ dans les deux logiciels.

Enfin, l'enquête auprès des agriculteurs a démontré que l'information sur les bandes riveraines était difficilement accessible et qu'il n'y avait aucune irrigation sur le bassin versant de la Boyer Nord. Nous n'avons donc pas tenu compte des données d'entrée d'AnnAGNPS se référant à ces deux paramètres. De plus, de nombreuses données fournies par les agriculteurs en ce qui concerne les fertilisants ont dû être estimées puisque selon leur formulation, l'information était imprécise (ceux-ci épandaient de petites, moyennes ou grosses couches de fertilisants).

3.4.4) L'entrée des opérations via l'Éditeur d'entrée

Après avoir classifié les types de gestion, il fallait les entrer dans les différents formulaires de l'Éditeur d'entrée. Les cultures de foin ont posé de nombreux problèmes. En effet, puisque celui-ci repousse après la récolte, il a fallu créer une opération « récolte puis repousse du foin ». Celle-ci tue la culture présente et la remplace par une culture aux propriétés de croissance différentes et avec une hauteur initiale. De plus, afin de simuler la couverture du sol en hiver dans les prairies en foin, nous avons créé une « culture virtuelle » sans croissance qui est semée après la dernière coupe de foin et récoltée avant le début de croissance.

Enfin, pour ce qui est des zones non cultivées, elles doivent subir une opération de mise en place. En effet, il est nécessaire pour entrer ces zones de créer une opération sans date faisant référence à l'occupation de sol non cultivé correspondante.

3.4.5) Les sols

Étant donné que les clubs conseil ont fourni les taux de matière organique et de phosphore présent dans le sol uniquement pour certains lots, nous avons dû nous référer au logiciel ArcView. Dans un premier temps, nous avons créé un fichier des lots cadastraux avec le taux de matière organique et de phosphore total pour chacun d'eux. Par la suite, le logiciel ArcView a permis d'associer le taux de matière organique de

chaque lot avec la série de sol sur laquelle se retrouve ce lot. C'est ainsi qu'il fut possible de déduire une moyenne de matière organique pour chaque série de sol, pondérée par la surface des parcelles. Les concentrations en phosphore organique et inorganique ont été estimées en calculant une valeur moyenne pour tout le bassin.

Pour ce qui est des concentrations en azote organique et inorganique qui n'étaient pas fournies par les clubs-conseils, les valeurs par défaut fournies par le modèle ont été utilisées. Les données des séries ont ensuite été entrées via l'Éditeur d'entrée. Enfin, une analyse spatiale sous ArcView (extension CRWR Vector) a permis de déterminer les séries de sol prédominantes pour chaque cellule.

3.4.6) L'occupation du sol

Grâce aux identifiants des champs sur les fichiers cadastraux et aux codes de gestion d'AnnAGNPS, il a été possible de croiser les informations afin d'obtenir la répartition spatiale des gestions. Nous avons réalisé une mosaïque afin d'obtenir la grille des codes de gestion sur l'ensemble du bassin versant. Une analyse spatiale (extension CRWR Raster) a permis de déterminer quel code était le plus fréquent pour chaque cellule. Les codes de gestion d'AnnAGNPS issus de l'analyse ont été enregistrés pour chaque cellule dans la table du fichier ArcView.

3.4.7) La conversion des données au format d'AnnAGNPS

Plusieurs données étant contenues dans la table du fichier ArcView, il a été nécessaire de les convertir afin de les intégrer dans le fichier d'entrée. Pour ce faire, nous avons utilisé le fichier temporaire de l'Éditeur d'entrée ne contenant que les données se rapportant aux cellules. Par l'importation dans Excel du fichier temporaire et du fichier d'ArcView il a été possible de faire correspondre le numéro de cellule du premier fichier avec l'identifiant de la série de sol et l'identifiant de l'occupation provenant de la table d'ArcView. Enfin, en ouvrant le fichier d'origine (données sur les cellules) par l'Éditeur

d'entrée et en le remplaçant par le fichier temporaire ainsi créé, il a été possible d'incorporer les nouvelles données.

Cette méthodologie peut paraître complexe mais elle apporte deux avantages. D'une part, elle évite d'avoir à entrer manuellement les données de sols et d'occupations pour les 464 cellules tout en visualisant l'analyse spatiale. D'autre part, si les cellules d'AnnAGNPS ne sont pas modifiées, le fichier Excel reste valide et il est donc possible de modifier directement les occupations dans ArcView.

CHAPITRE 4 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre présente les résultats de simulation obtenus à partir du modèle AnnAGNPS. Une seule année de simulation fut effectuée avec les données pour 1998 et 1999. Les résultats présentés ici correspondent à l'année 1999. Dans un premier temps, nous comparerons les données mesurées sur le territoire à l'étude avec les données simulées par le modèle. Ainsi, il sera possible de déterminer si le modèle simule correctement les débits événementiels de même que le transport des charges en sédiments et en nutriments. Par la suite, une analyse des sédiments produits sur le bassin versant permettra de faire le lien entre les résultats de simulation, la texture des sols en place, la topographie et l'occupation du territoire.

4.1) Comparaison entre les résultats mesurés et simulés

4.1.1) Débit événementiel simulé versus précipitations

Le débit événementiel est la portion du débit d'un cours d'eau occasionnée par les précipitations et la fonte des neiges. Par conséquent, celui-ci est produit lorsqu'une pluie ou une fonte survient sur le territoire. La figure 4.1 présente la comparaison entre le débit événementiel simulé et les précipitations enregistrées pour l'année 1999. Pour les mois de mars et avril, on constate que le débit événementiel est plus élevé par rapport aux précipitations qu'il y eu. Ce résultat s'explique par la fonte des neiges produisant un débit événementiel considérable. Il s'agit des crues printanières. Pour la saison estivale, il y a beaucoup de précipitations mais un faible débit événementiel produit. La présence des cultures sur les terres agricoles est la cause de cette observation, étant donné que celles-ci emmagasinent une quantité d'eau non négligeable. De plus, l'évaporation est accrue durant la période estivale compte tenu des températures élevées. Cette époque de l'année correspond aux étiages d'été. Enfin pour l'automne, les pics de précipitations s'accordent aux pics de débit simulé, correspondant à des orages. En somme, nous pouvons affirmer que le modèle répond bien aux précipitations survenues sur le territoire.

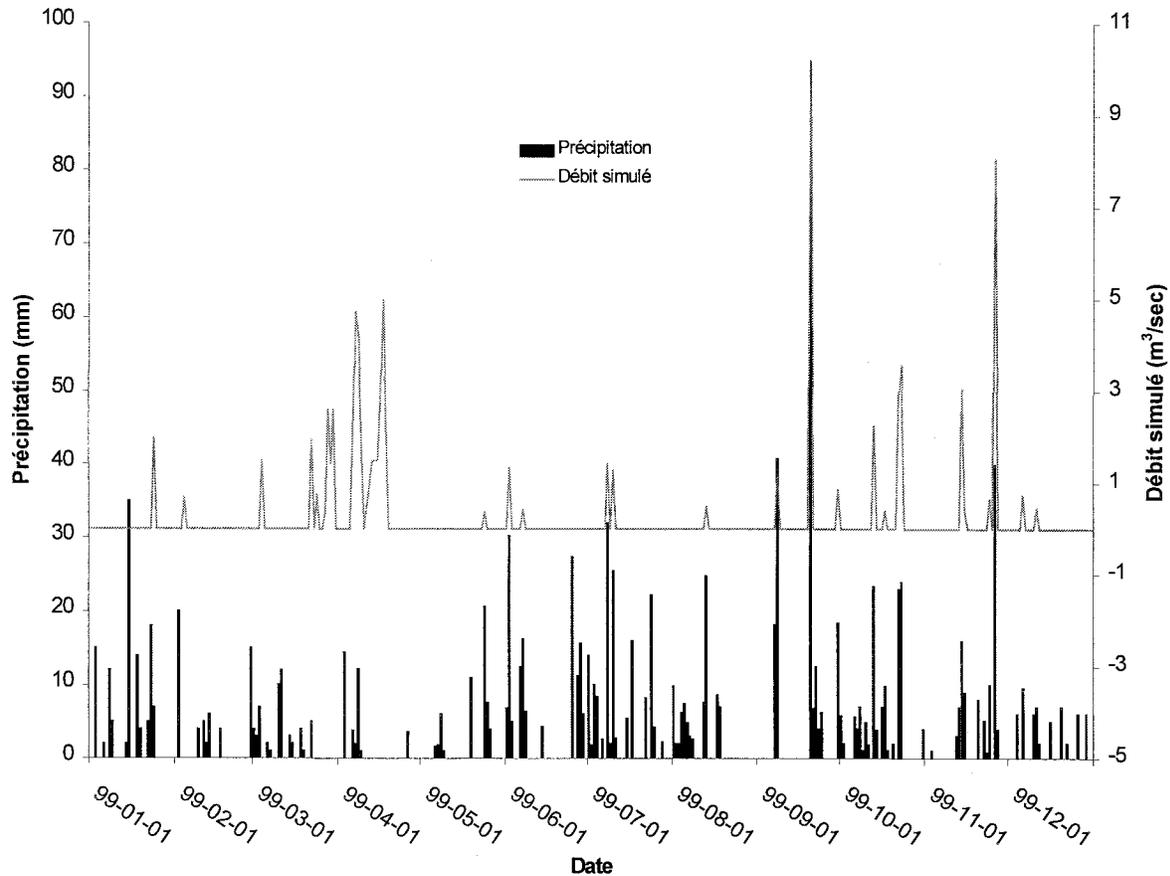


Figure 4.1 : Comparaison entre le débit événementiel simulé et les précipitations.

4.1.2) Comparaison entre les débits événementiels mesurés et simulés

Le tableau 4.1 résume les valeurs mensuelles de précipitations ainsi que les débits événementiels mesurés et simulés pour l'année 1999. La comparaison entre les débits est présentée à la figure 4.2. De façon générale, le patron des débits simulés suit celui des débits enregistrés sur le territoire. Cependant, on constate que le modèle sous estime de façon considérable les débits pour les mois de janvier et mars. Tel qu'expliqué auparavant, les débits événementiels du mois de mars proviennent de la fonte des neiges.

Tableau 4.1 : Données mensuelles des précipitations et des débits mesurés et simulés pour l'année 1999

Mois	Précipitation (mm)	Débit événementiel mesuré (m ³ /sec)	Débit événementiel simulé (m ³ /sec)
Janvier	119.00	23.40	1.97
Février	56.00	2.15	0.68
Mars	54.00	39.79	11.06
Avril	37.00	25.85	28.78
Mai	53.60	2.02	0.37
Juin	141.50	4.60	1.75
Juillet	157.30	3.81	2.70
Août	85.80	4.19	0.47
Septembre	192.80	8.35	12.21
Octobre	130.00	10.44	9.10
Novembre	104.00	8.30	12.12
Décembre	56.60	2.23	1.20

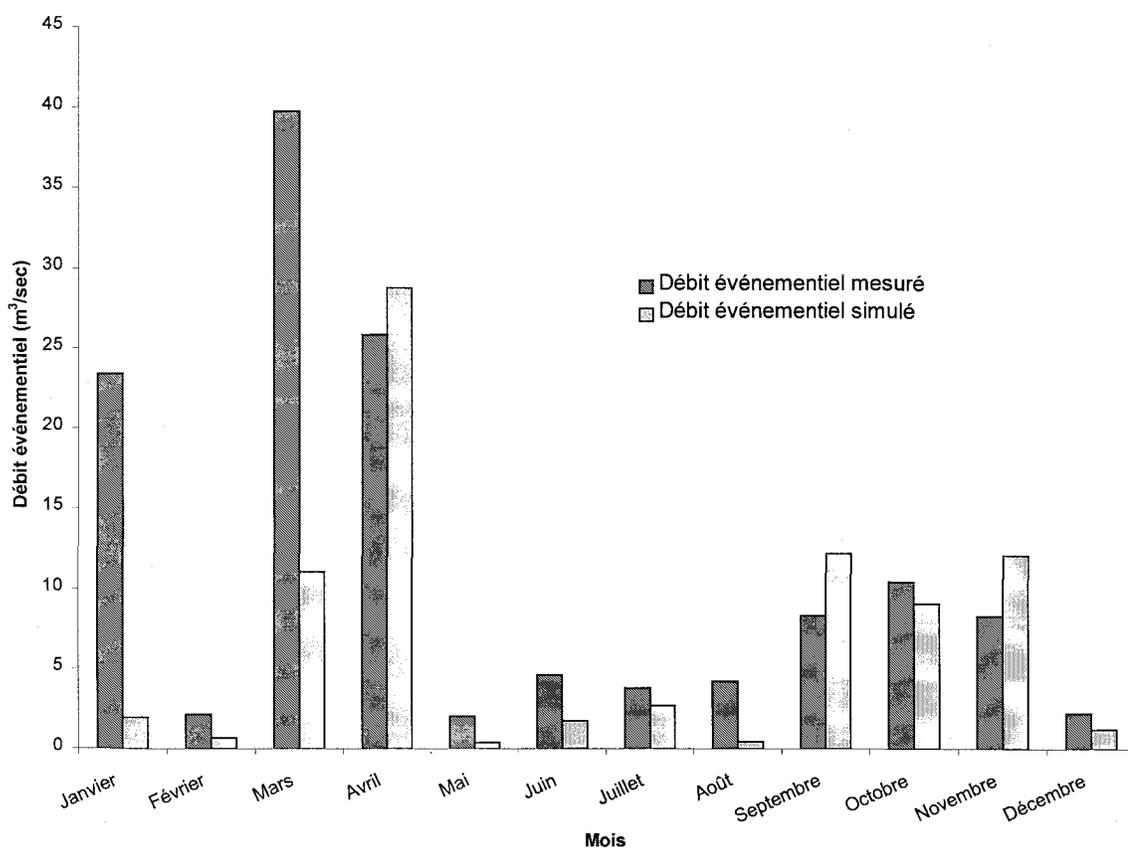


Figure 4.2 : Comparaison des valeurs mensuelles pour les débits événementiels mesurés et simulés.

De plus, certaines températures journalières enregistrées pour le mois de janvier sont au-dessus du point de congélation, atteignant un maximum de 7°C. Le débit événementiel mesuré pour ce mois proviendrait donc d'une période de fonte des neiges. Par conséquent, le modèle AnnAGNPS semble avoir quelques difficultés à représenter ce phénomène adéquatement. Tel que précisé par les créateurs du modèle, AnnAGNPS inclut une modélisation très simplifiée de la contribution de la fonte des neiges. Ainsi, les différences marquées pour ces deux mois seraient principalement dues à une modélisation inadéquate de ce phénomène.

Les relations entre variables quantitatives peuvent être formulées au moyen d'analyses de corrélation et de régression. Le test de corrélation permet d'exprimer la tendance de la variation commune entre deux séries de données, c'est-à-dire si celles-ci varient dans la même direction. Compte tenu du fait que nos données ne sont pas distribuées normalement, une corrélation de Spearman fut effectuée. Le coefficient de corrélation obtenu (r_s) pour les débits mesurés et simulés est de 0,77. Ce résultat démontre qu'il existe une bonne relation entre les deux séries de données. Par la suite, une régression a été utilisée pour évaluer la précision de l'estimation des débits simulés. La figure 4.3 présente la droite de régression obtenue. La valeur du coefficient de détermination (R^2) est de 0,31 ce qui démontre un mauvais ajustement entre les débits mesurés et simulés. Ce faible résultat est principalement causé par les données simulées pour les mois de janvier et mars. En effet, si l'on enlève ces deux valeurs, on obtient un R^2 de 0,94 (figure 4.4). Cependant, cette analyse est sous toute réserve étant donné le peu de points utilisés.

Par conséquent, en ce qui a trait aux débits simulés, le problème majeur du modèle AnnAGNPS réside au niveau de la fonte des neiges. Ceci constitue une faiblesse importante pour l'utilisation de ce modèle dans le contexte climatique québécois. Mis à part cette difficulté, le modèle simule de façon raisonnable les débits événementiels.

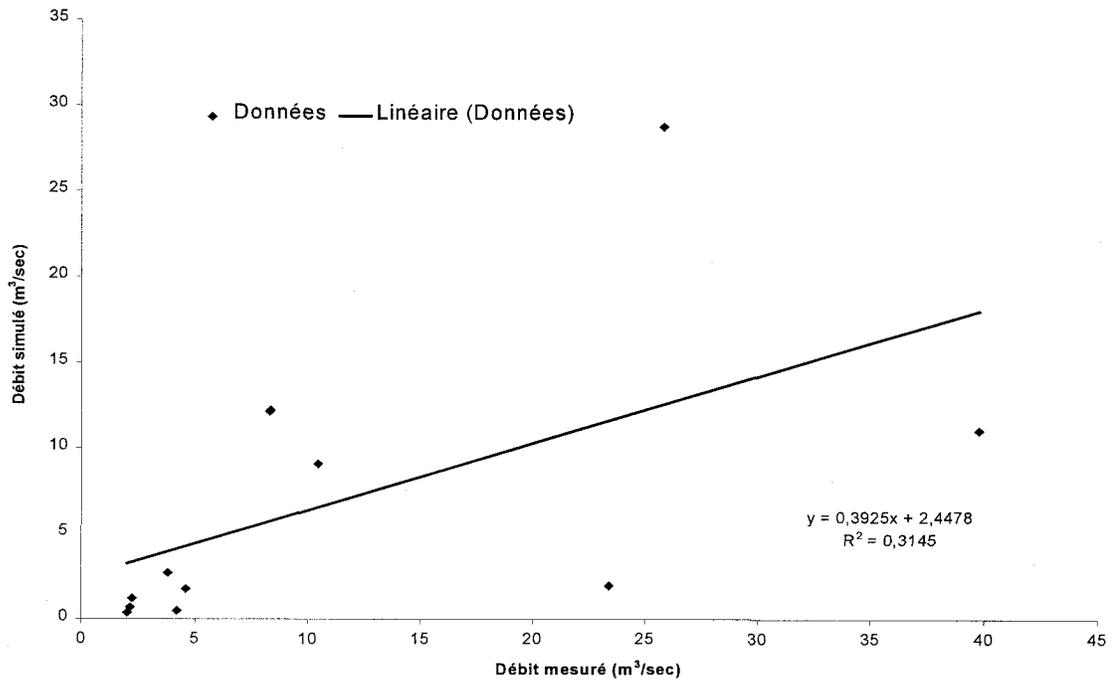


Figure 4.3 : Régression linéaire entre les débits mesurés et simulés pour les douze mois de l'année 1999.

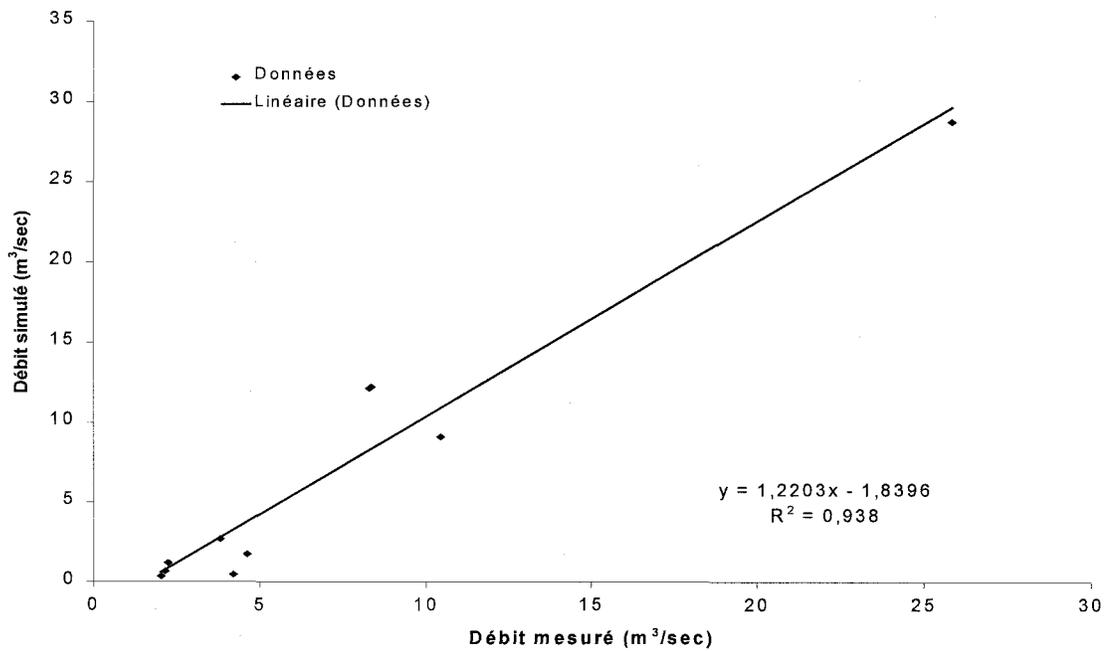


Figure 4.4 : Régression linéaire entre les débits mesurés et simulés sans les mois de janvier et mars.

4.1.3) Comparaison entre les charges en nutriments mesurées et simulées

Dans un premier temps, le dépassement des normes environnementales pour les charges en azote et en phosphore, mesurées à l'embouchure de la rivière Boyer Nord, a été vérifié. Tel que mentionné dans le chapitre 1, la norme de concentration maximale en phosphore dans les eaux de surface est de 0,03 mg/L. Au-dessus de ce seuil, les risques d'eutrophisation augmentent. Par conséquent, il n'est pas surprenant d'observer un fort pourcentage d'eutrophisation sur la rivière Boyer Nord puisque selon les valeurs obtenues, les concentrations en phosphore dépassent la norme et ce, pour chacun des mois de l'année 1999. Les concentrations mesurées se situent entre 0,06 mg/L (décembre) et 0,75 mg/L (septembre). Pour ce qui est de l'azote, la norme régissant sa concentration dans l'eau de consommation est de 10 mg/L pour l'être humain. Pour l'année 1999, en aucun temps ce seuil fut dépassé dans les eaux de surface. Les valeurs obtenues se situent entre 1,73 mg/L (août) et 6,11 mg/L (juin).

Le tableau 4.2 résume les valeurs mensuelles des charges en nutriments mesurées sur le territoire et simulées par le modèle. Les comparaisons entre ces charges pour l'azote et le phosphore sont présentées aux figures 4.5 et 4.6 respectivement. Mentionnons ici qu'il s'agit des charges en nutriments transportées jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Tout d'abord, il est possible de constater que le maximum de production de nutriments survient au printemps et à l'automne et ce, tant pour l'azote que le phosphore. Lors de la saison printanière, la fonte des neiges entraîne de grandes quantités de nutriments dans les cours d'eau. Ce phénomène, conjugué avec un faible couvert végétal par endroits, explique l'augmentation des charges en azote et en phosphore à cette période. À l'automne, le manque de recouvrement du sol suite à la récolte des cultures, les épandages automnaux ainsi que les précipitations abondantes, provoquent une hausse des quantités de nutriments perdus. C'est pourquoi le patron des charges en éléments nutritifs augmente à cette saison.

Tableau 4.2 : Charges mensuelles en nutriments mesurées et simulées pour l'année 1999

<i>Mois</i>	<i>Azote mesuré (kg/ha)</i>	<i>Azote simulé (kg/ha)</i>	<i>Phosphore mesuré (kg/ha)</i>	<i>Phosphore simulé (kg/ha)</i>
Janvier	2.50	0.17	0.06	0.10
Février	0.48	0.13	0.01	0.08
Mars	5.54	1.10	0.21	0.66
Avril	5.67	1.90	0.66	1.18
Mai	0.45	0.06	0.01	0.05
Juin	1.26	0.36	0.05	0.18
Juillet	0.89	0.54	0.07	0.24
Août	0.34	0.09	0.03	0.07
Septembre	1.49	0.86	0.32	0.51
Octobre	3.02	0.89	0.26	0.65
Novembre	2.47	0.86	0.14	0.61
Décembre	1.71	0.33	0.02	0.27
Total	25.82	7.29	1.84	4.60

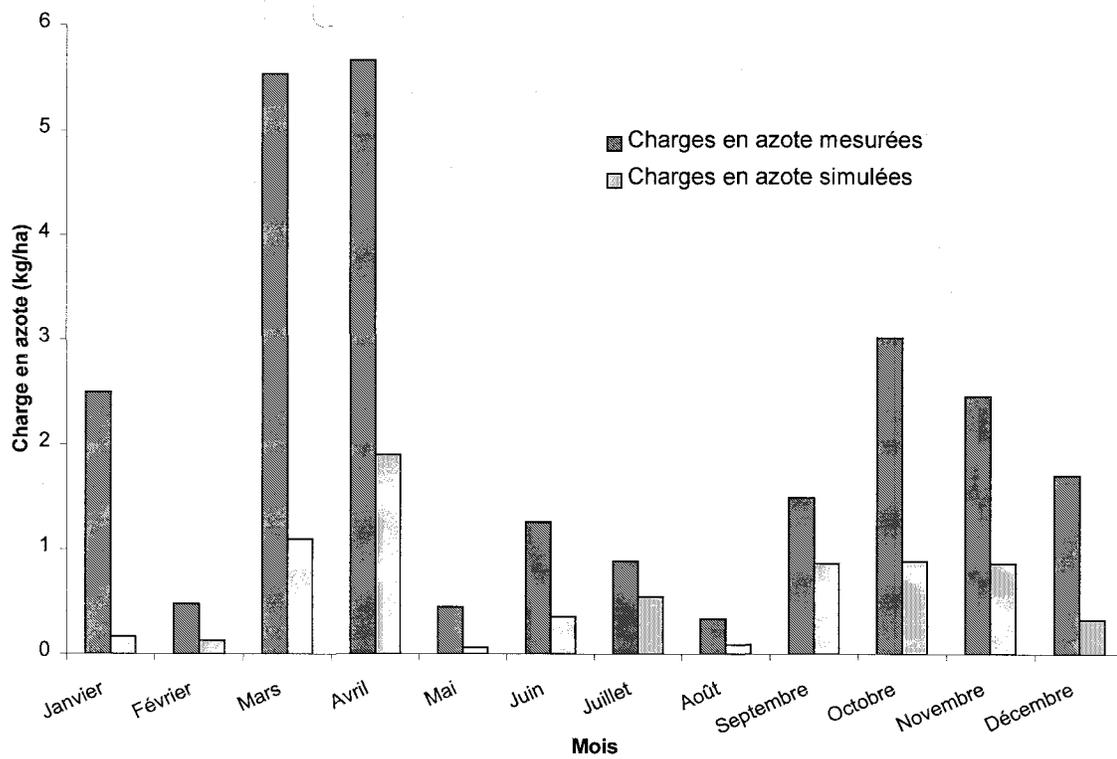


Figure 4.5 : Comparaison des charges mensuelles en azote mesurées et simulées.

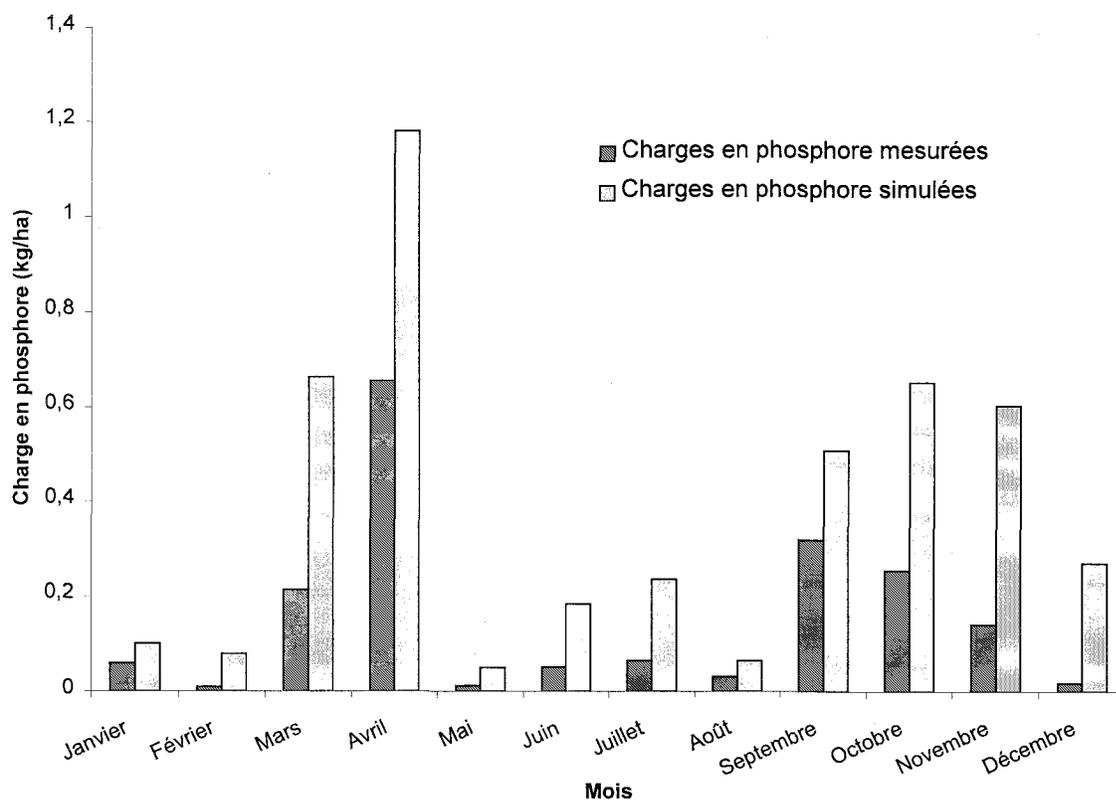


Figure 4.6 : Comparaison des charges mensuelles en phosphore mesurées et simulées.

Au niveau de l'analyse des résultats, les coefficients de corrélation obtenus pour l'azote et le phosphore sont respectivement de 0,84 et 0,85. Ces valeurs démontrent une tendance similaire de variation entre les données mesurées et simulées. Les figures 4.7 et 4.8 complètent cette analyse en donnant les droites de régression pour les charges en azote et en phosphore respectivement. Les coefficients de détermination sont de 0,72 pour l'azote et de 0,86 pour le phosphore.

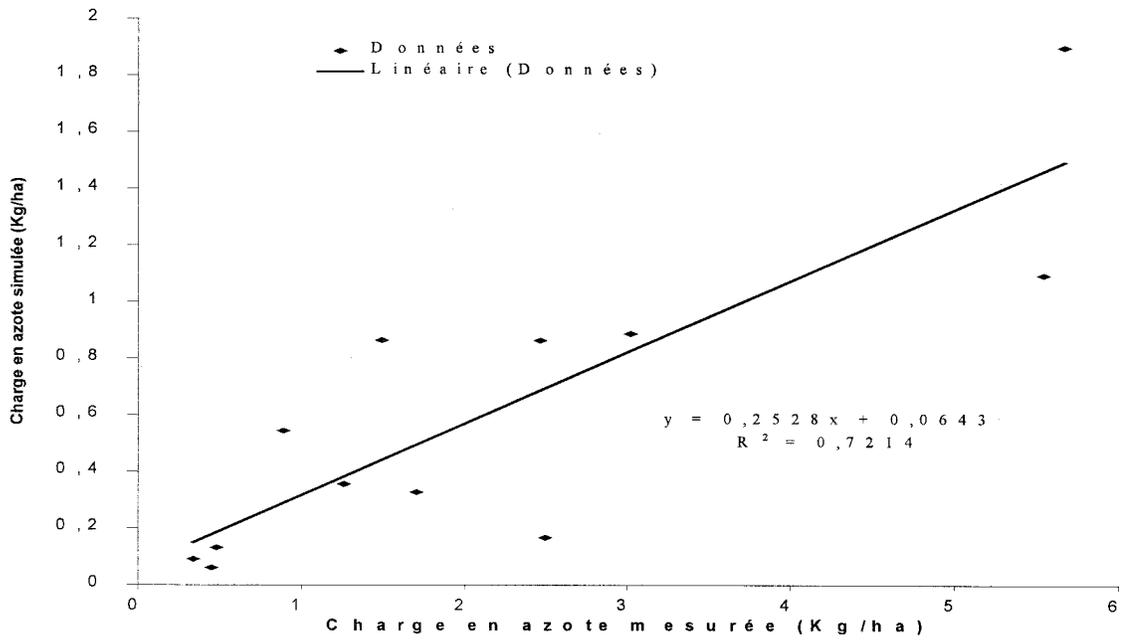


Figure 4.7 : Régression linéaire entre les charges en azote simulées et mesurées.

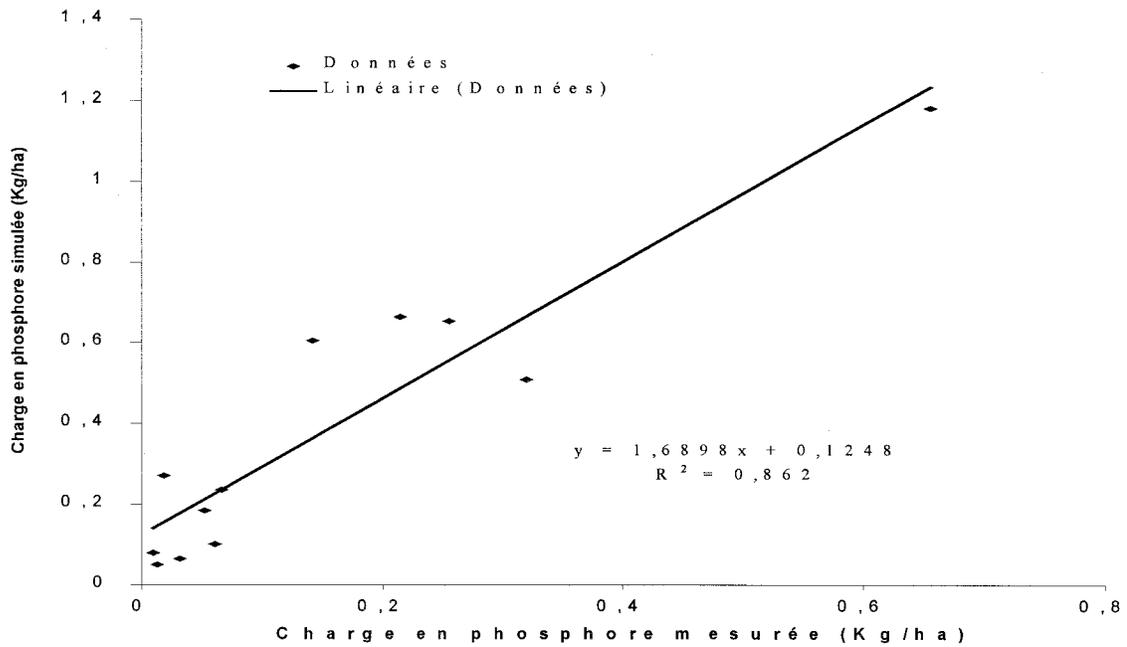


Figure 4.8 : Régression linéaire entre les charges en phosphore simulées et mesurées.

Ces résultats témoignent d'une bonne relation entre les charges d'azote mesurées et simulées et d'un ajustement encore meilleur pour les charges en phosphore. Toutefois, l'exactitude des résultats reste à désirer. En effet, les valeurs simulées sont environ deux fois plus faibles pour l'azote et deux fois plus élevées pour le phosphore comparativement aux valeurs mesurées sur le terrain. Ces résultats sont exprimés par les coefficients d'ordonnée à l'origine des droites de régression. Par conséquent, le modèle sous-estime l'azote et surestime le phosphore produit sur le territoire. Les causes probables de ces résultats seraient les valeurs entrées pour les teneurs en azote et en phosphore du sol. En effet, pour l'azote organique et inorganique, ce sont les valeurs par défaut du modèle qui ont servi, étant donné que certaines données n'étaient pas disponibles sur le bassin versant. Pour ce qui est du phosphore, une valeur moyenne fut estimée pour l'ensemble du territoire, ce qui a pu fausser les concentrations réelles. De plus, les apports d'azote et de phosphore provenant des opérations culturales ont été généralisés, pouvant ainsi altérer les résultats simulés.

La modification des paramètres d'entrée concernant les éléments nutritifs entraînerait probablement une amélioration sensible des résultats simulés par le modèle AnnAGNPS.

4.1.4) Comparaison entre la production de sédiments mesurées et simulées

Le tableau 4.3 résume les charges mensuelles en sédiments produites sur le territoire et simulées par le modèle AnnAGNPS. La figure 4.9 présente les quantités de sédiments mesurées et simulées par le modèle. Les pertes de sédiments les plus élevées sont observées au mois d'avril. Ce phénomène correspond à la période de fonte des neiges, reconnue pour transporter de grandes quantités de sédiments. Des pertes importantes ont aussi lieu durant la saison automnale. Ceci peut s'expliquer d'une part par la récolte des cultures laissant le sol à nu, et d'autre part, par les orages fréquents à cette période de l'année. Ces deux facteurs réunis vont favoriser l'érosion hydrique et par conséquent les pertes de sédiments.

Tableau 4.3 : Charges mensuelles en sédiments mesurées et simulées pour l'année 1999

<i>Mois</i>	<i>Sédiment mesuré (kg/ha)</i>	<i>Sédiment simulé (kg/ha)</i>
Janvier	16.39	3.50
Février	1.97	0.87
Mars	42.61	59.71
Avril	203.37	156.89
Mai	5.12	2.92
Juin	27.6	34.86
Juillet	42.73	23.56
Août	8.93	2.44
Septembre	67.88	110.12
Octobre	130.61	32.32
Novembre	110.15	61.54
Décembre	4.27	3.07
Total	661.63	491.80

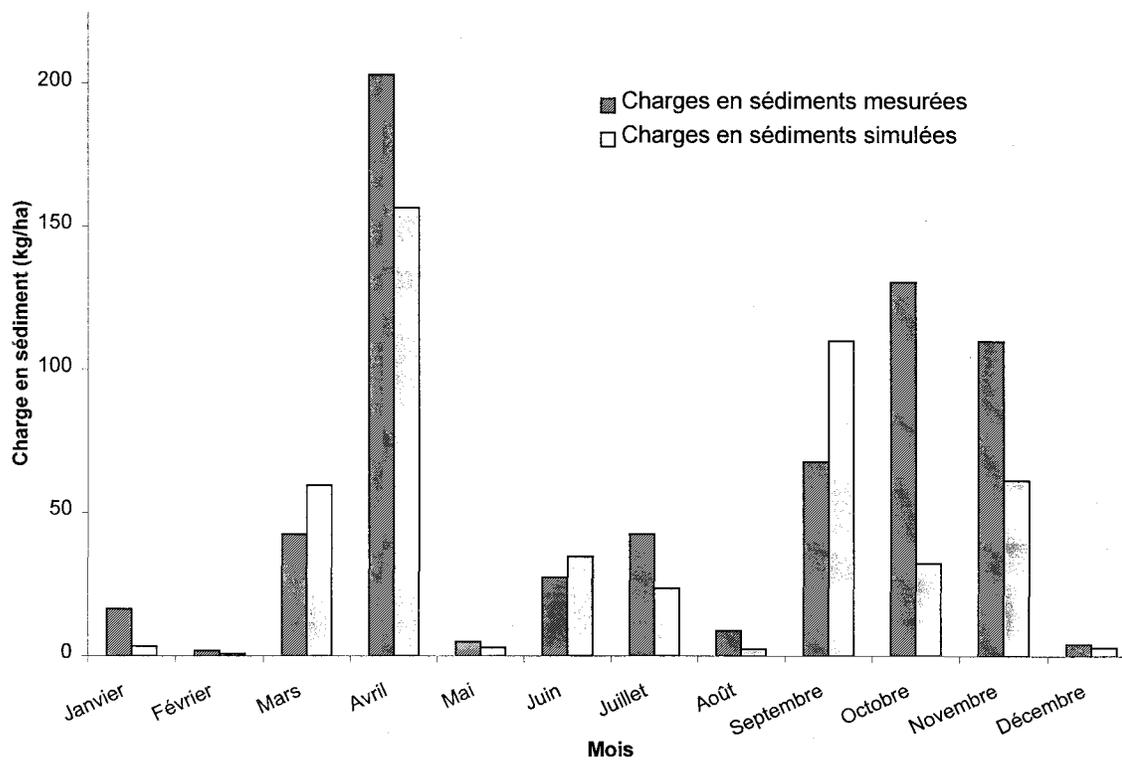


Figure 4.9 : Comparaison des charges mensuelles en sédiments mesurées et simulées.

De façon générale, le patron des sédiments simulés correspond bien à celui des sédiments mesurés. Cette constatation est confirmée par le coefficient de corrélation obtenu (0,86). La différence la plus marquante entre les deux séries de données se situe au mois d'octobre. Ce résultat peut provenir de certains paramètres d'entrée concernant les cultures, pour lesquels les valeurs par défaut du modèle furent utilisées. C'est le cas entre autres pour les différents stades de croissance des cultures. De plus, les généralisations spatiales effectuées pour les pratiques agricoles peuvent aussi entrer en ligne de compte. En effet, certaines cultures ont pu être récoltées à une date plus hâtive que prévue, mais le modèle tient compte qu'elles sont toujours en place (données entrées). Cette seule différence peut faire varier considérablement les pertes de sédiments. La figure 4.10 montre la droite de régression obtenue. La valeur du coefficient de détermination est de 0,67.

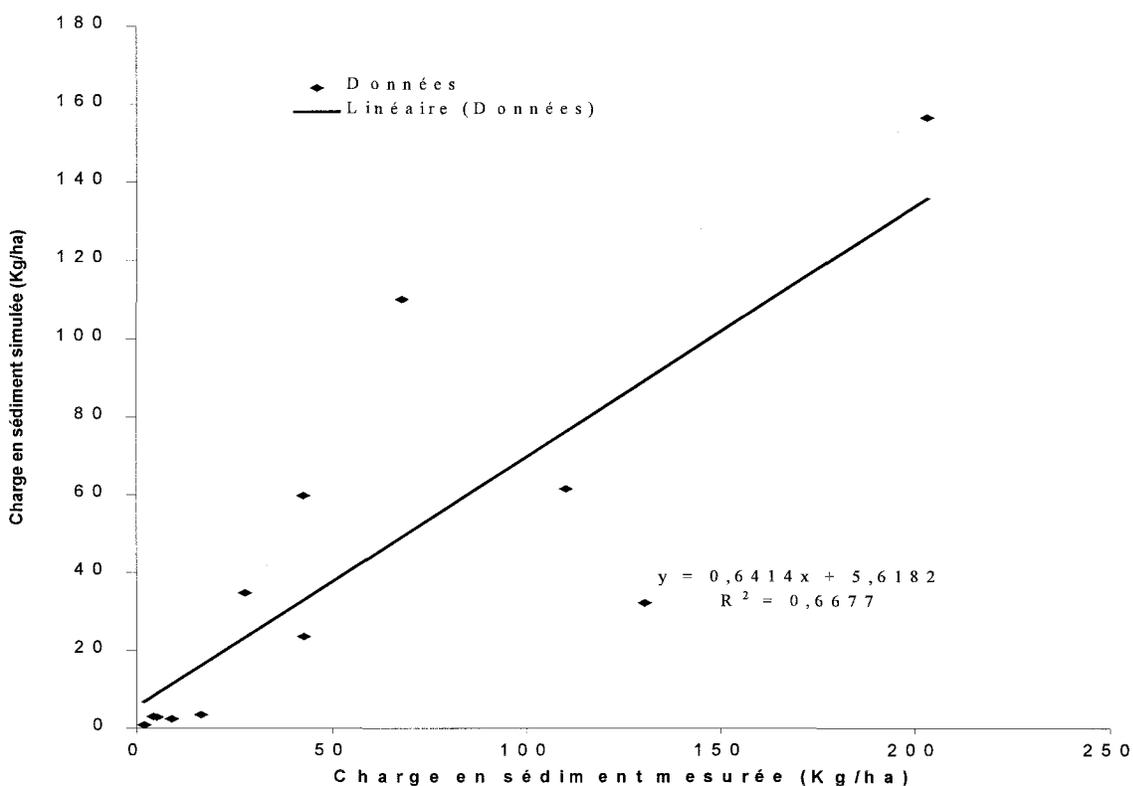


Figure 4.10 : Régression linéaire entre les charges en sédiments mesurées et simulées.

4.2) Analyse de la production de sédiments par cellule

Grâce au modèle AnnAGNPS, il est possible d'estimer la contribution de chaque cellule par rapport à la charge en sédiments se retrouvant à l'exutoire du bassin versant. Plusieurs facteurs peuvent faire varier les pertes de sédiments en milieu agricole. Parmi les plus importants, notons la texture du sol ainsi que l'occupation et la pente du territoire. Par conséquent, en associant ces trois paramètres avec la contribution en sédiments de chaque cellule, il est possible de déterminer les caractéristiques du territoire pour lesquelles les pertes de sédiments sont plus marquées. Cette démarche a pour principal objectif de repérer les zones à risque élevé de pollution et les différents paramètres qui leur sont associés.

Dans un premier temps, une catégorisation de la production totale de sédiments par cellule fut effectuée. Nous avons déterminé cinq classes de production par tranche de 1000 kg de sédiments/ha/an. Ensuite, les classes de textures de sol, de pentes et d'occupations du territoire furent créées. Un manuel réalisé par le "Soil Conservation Service" (SCS, 1975) a permis de définir cinq catégories de texture de sol retrouvées sur le territoire. Le tableau 4.4 fournit ces catégories et la liste des sols associés à chacune d'elle. Pour ce qui est des pentes, leur classification fut effectuée à partir du système canadien de classification des sols (CEPPAC, 1992), ce qui nous a donné six classes. Enfin, l'occupation du territoire fut attribuée selon les unités suivantes : céréale, maïs, prairie, forêt et autres. Le tableau 4.5 résume ces différentes classes et leurs occupations associées.

Tableau 4.4 : Les différents types de sol retrouvés sur le territoire associés aux cinq catégories de texture de sol

<i>Texture</i>	<i>Série de sol</i>
Fine	Argile sableuse Ste-Rosalie
Moyenne	Loam Kamouraska, Loam St-Nicolas, Loam du Creux
Moyennement grossière	Loam sableux Fourchette, Loam sableux Neubois
Grossière	Loam sablo-graveleux et pierreux St-André, Alluvions non différenciées, Loam sablo-pierreux Mawcook, Loam pierreux Dessaint, Loam sablo-graveleux de Rivière-du-loup, Loam sablo-graveleux BeauRivage, Sable St-Jude, Loam sablo-graveleux St-Bruno
Autres	Tourbe, Terre noire, Marécage

Tableau 4.5 : Les différentes occupations du territoire associées aux cinq catégories formées

<i>Classe d'occupation</i>	<i>Occupation retrouvée sur le territoire</i>
Céréale	Avoine, Blé, Orge
Maïs	Maïs ensilage, Maïs grain
Prairie	Pâturage, Foin, Zone inconnue
Forêt	Forêt
Autres	Zone urbaine

Dans un deuxième temps, les classes de texture, de pente et d'occupation du sol ont été attribuées à chacune des cellules du territoire. En comparant la production de sédiments et les différentes classes par cellule, certains résultats se démarquent. Le tableau 4.6 présente les trois paramètres à l'étude en fonction des classes de production de sédiments.

De façon générale, les résultats démontrent que près de 90% du territoire (2329,44 ha) produit entre 0 et 1000 kg/ha/an de sédiments. Seulement 3,3% du territoire produit 4000 kg/ha/an et plus de sédiments. Pour les trois paramètres à l'étude, les classes dominantes (en hectares) pour l'ensemble du bassin versant sont une texture de sol grossière avec une pente de 5 à 9% (faible) et une occupation du sol majoritairement en forêt. De ce fait, ces trois classes expliquent la faible production de sédiments sur le territoire.

Pour l'ensemble du territoire, onze cellules produisent 4000 kg/ha/an et plus de sédiments, ce qui équivaut à 98,2 ha. De plus, les sols à texture moyenne, les pentes de 2 à 5 % ainsi qu'une occupation de sol en maïs sont les catégories les plus productrices de sédiments. Ces résultats sont très cohérents. En effet, les terres agricoles occupées par le maïs sont plus propices aux pertes de sédiments, à cause de l'espacement entre les rangs, d'un manque de recouvrement du sol et d'un travail plus fréquent du terrain. De plus, l'accroissement de la pente d'un territoire augmente les risques de pertes de sédiments. Enfin, les sols fins sont plus facilement érodables compte tenu de la grosseur de leurs particules. À l'inverse, on constate que les classes produisant le moins de sédiments sont les sols à texture grossière, les pentes faibles (5 à 9 %) et les prairies. Les figures 4.11 à 4.14 permettent de visualiser les zones à risque élevé de pollution sur le bassin versant de la Boyer Nord. Elles présentent chaque cellule associée à une classe de production de sédiments, de texture du sol, de pente et d'occupation du territoire.

Tableau 4.6 : Nombre d'hectares (et cellules associées) contribuant à chaque classe de production

		<i>Classe de production de sédiments (kg/ha/an)</i>				
		0 à 1000	1000 à 2000	2000 à 3000	3000 à 4000	4000 et +
Texture	Fine	31,36 (15)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	11,24 (1)
	Moyenne	394,04 (65)	23,00 (3)	8,28 (1)	9,48 (2)	76,2 (7)
	Moyennement grossière	245,80 (40)	4,84 (2)	22,32 (2)	0 (0)	0,32 (1)
	Grossière	1578,72 (284)	131,20 (15)	13,96 (8)	14,44 (7)	10,44 (2)
	Autres	79,52 (9)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Pente (%)	0 à 0,5	0,16 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	0,5 à 2,5	713,96 (122)	2,88 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	2,5 à 5	628,02 (89)	98,20 (9)	21,64 (1)	0 (0)	66,28 (3)
	5 à 9	787,04 (112)	56,72 (7)	15,08 (2)	0 (0)	13,64 (2)
	9 à 15	170,96 (69)	1,04 (1)	7,0 (5)	23,6 (8)	11,92 (2)
	15 à 30	29,12 (20)	0,20 (2)	0,84 (3)	0,32 (1)	6,36 (4)
Occupation du sol	Céréale	41,84 (10)	22,60 (3)	0,68 (1)	0 (0)	31,52 (3)
	Maïs	371,76 (63)	136,44 (17)	43,88 (10)	23,92 (9)	66,68 (8)
	Prairie	893,44 (186)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	Forêt	962,72 (146)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	Autres	59,68 (8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
TOTAL (ha)		2329,44	159,04	44,56	23,92	98,20

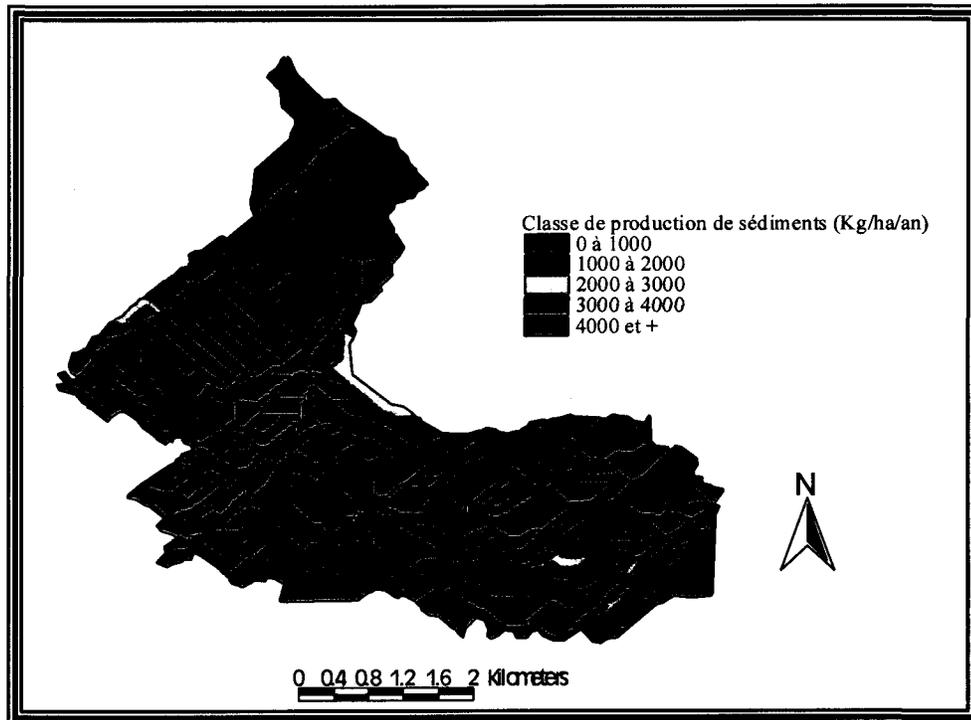


Figure 4.11 : Classes de production de sédiments pour chaque cellule.

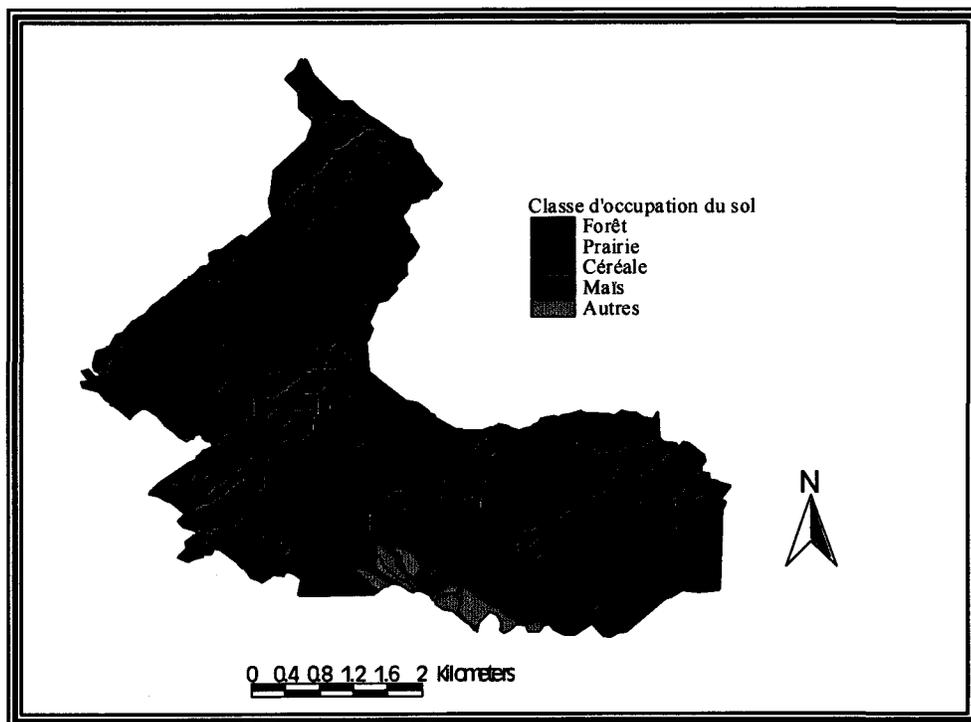


Figure 4.12 : Classes d'occupation du sol pour chaque cellule.

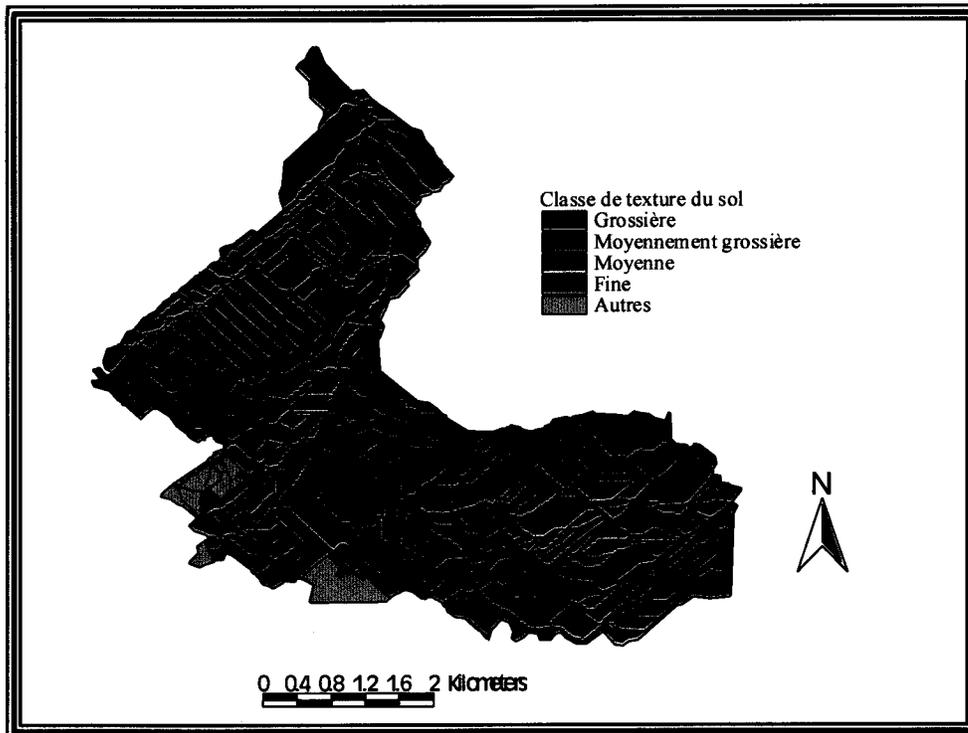


Figure 4.13 : Classes de texture du sol pour chaque cellule.

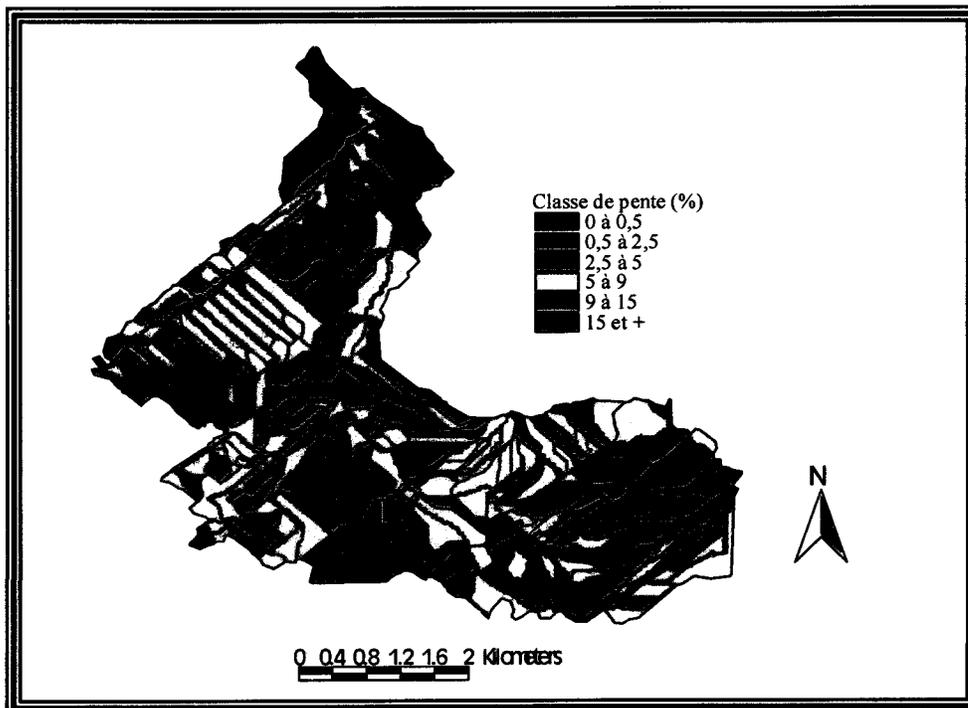


Figure 4.14 : Classes de pente pour chaque cellule.

CONCLUSION

Historiquement, la lutte contre la pollution des eaux était principalement orientée vers le contrôle des sources ponctuelles domestiques et industrielles. Ce n'est que lorsque celles-ci furent réduites que l'on commença à porter une attention particulière aux sources diffuses. En effet, on constata que la situation restait inacceptable dans certains bassins d'usage agricole intensif. Les concentrations importantes de nutriments, de matières en suspension et de substances toxiques (pesticides) dans les eaux de surface furent par conséquent imputées aux activités agricoles.

La pollution diffuse agricole résulte de l'interaction de différents facteurs agricoles et territoriaux: climat, topographie, pratiques culturales, occupation du territoire, caractéristiques du sol, propriétés des fertilisants, taux d'application, etc. Par conséquent, étant donné les variations territoriales, on ne peut appliquer une technologie uniforme pour contrer ce problème. Cependant divers outils, tels que les modèles de pollution diffuse, permettent d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et d'identifier les secteurs critiques de pollution. Il s'agit d'outils désormais essentiels en gestion agro-environnementale.

Le but premier de cette recherche était l'application du modèle de pollution diffuse agricole, AnnAGNPS. La prise en compte des pratiques agricoles (et leur date d'application) ainsi que des précipitations antérieures, font de ce modèle l'un des outils les mieux adaptés pour l'évaluation de la pollution agricole.

Le bassin versant de la rivière Boyer Nord fut choisi comme site d'étude. La qualité de l'eau de cette rivière est considérée comme étant douteuse pour certains paramètres conventionnels (DBO₅, oxygène dissous, pH et azote ammoniacal) et de mauvaise qualité pour l'eutrophisation. En effet, la concentration en phosphore dans les eaux dépasse continuellement le seuil critique de pollution. Comme il n'y a pas d'agglomérations

urbaines importante sur ce bassin, cette dégradation peut être directement reliée aux pratiques agricoles.

L'utilisation du modèle AnnAGNPS a permis d'évaluer les débits événementiels engendrés lors des précipitations ainsi que les charges en sédiments et nutriments produites sur le territoire. Un point important à retenir est que le modèle tient compte uniquement des écoulements de surface et non souterrain. Dans un premier temps, la comparaison entre les données mesurées sur le terrain et simulées par le modèle, a démontré que celui-ci représente généralement bien les divers processus à l'étude (ruissellement, érosion hydrique, transport des nutriments). Cependant, un problème majeur existe au niveau de la modélisation de la fonte des neiges. Cette difficulté conduit à une mauvaise estimation des débits événementiels engendrés lors de la fonte printanière. Par le fait même, le transport des charges en sédiments et nutriments peut être affecté. Cependant, de par nos recommandations, les créateurs tentent d'améliorer la représentativité de certains phénomènes québécois, tels que la fonte des neiges. De plus, certaines données d'entrée nécessaires n'étaient pas disponibles pour le territoire à l'étude. Les valeurs par défaut fournies par le modèle ont donc remplacé celles-ci, ce qui a pu fausser les résultats obtenus.

Dans un deuxième temps, les zones critiques de pertes de sédiments et leurs caractéristiques territoriales ont été mises en évidence. Les parcelles sous maïs sont exposées plus sévèrement au processus érosif, de même que les sols à texture moyenne et les zones de pente de 15% et plus.

Par ailleurs, les problèmes encourus lors de l'application du modèle AnnAGNPS sont multiples. Tout d'abord, l'acquisition des données s'avère laborieuse dans le contexte agroclimatique québécois. En effet, aux États-Unis, pays d'origine du modèle, les paramètres nécessaires à l'application d'AnnAGNPS sont beaucoup plus documentés, tels que les stades de croissance des cultures, les différents paramètres de RUSLE, la

hauteur d'interception de la pluie par la canopée, la masse racinaire, etc. De plus, l'entrée des données manuellement dans l'Éditeur d'entrée devient vite fastidieuse compte tenu de leur nombre considérable. Enfin, de par le manque de documentation sur son fonctionnement, sa facilité d'utilisation reste discutable.

En somme, l'application québécoise du modèle AnnAGNPS montre que celui-ci génère des résultats acceptables en valeurs relatives, mais présente des difficultés avec les valeurs exactes. Cette constatation peut avoir plusieurs origines : données d'entrée erronées, mal définies ou inadéquates, problème de modélisation du climat québécois, données agricoles et d'occupation du territoire trop généralisées, etc. Par ailleurs, il n'en demeure pas moins que le modèle AGNPS dans sa forme épisodique a été validé à maintes reprises aux Etats-Unis et dans le monde. Il est reconnu comme étant un outil efficace pour l'évaluation des sources potentielles de pollution et l'identification des zones à risque élevé d'érosion. Son amélioration et son adaptation au contexte agroclimatique québécois, en feront probablement un modèle utile dans la lutte contre la pollution diffuse agricole. C'est dans cette optique que la suite du projet propose une application du modèle sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer. Une attention particulière sera alors portée sur l'obtention des paramètres d'entrée et leur documentation.

La pollution diffuse agricole est un sujet des plus controversé. Bien qu'il soit relativement simple de reconnaître l'ampleur des problèmes de contamination du milieu aquatique, l'identification des pollueurs individuels est beaucoup plus aléatoire. Pendant que les efforts étaient mis sur l'augmentation de la production et de la rentabilité des fermes québécoises, l'environnement était laissé pour compte. Aujourd'hui, le défi de taille est de rendre compatibles ces deux exigences. Le succès exige des solutions souples, qui seront adaptées au territoire et aux sources. La réussite de ce projet n'en tient qu'à nous. Une histoire à suivre...

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abrassart, J. (1995). *Analyse de la sensibilité des bassins versants à la pollution nitratée des eaux*. Mémoire de DEA de géographie, Rennes, Université de Rennes, 72 p.
- Asselin, R. (1992). Problématique à l'échelle de la ferme. Dans : *Colloque sur la gestion des fumiers*, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction de la recherche et de développement, p. 11-28. Québec.
- Beauchamp, A. (2000). *L'eau, ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur*. Québec, BAPE, Rapport de la commission sur la gestion de l'eau au Québec, Tome 1, 499 p., Tome 2, 293 p.
- Beauchemin, S. (1996). *Évaluation du risque de lessivage du phosphore dans les sols agricoles*. Thèse de doctorat, Québec, INRS-Eau, 154 p.
- Bédard, A. (1989). *Effets des pratiques culturales et des caractéristiques physiques du sol et des précipitations sur la biodisponibilité du phosphore dans les eaux de ruissellement agricole*. Mémoire de maîtrise, Québec, INRS-Eau, 199 p.
- Bernard, C. (1984). La dégradation des sols et l'environnement. Dans : *Journée d'information sur la dégradation des sols*, CPVQ, MAPAQ, p. 33-52. Québec, Québec.
- Bosch, D.D., R.L. Bingner, F.D. Theurer, G. Felton et I. Chaubey. (1998). Evaluation of the AnnAGNPS water quality model. Dans : *1998 ASAE annual international meeting*, papier no. 982195, p. 1-12. Orlando, Floride, 12-16 juillet. St-Joseph : ASAE.
- Boucher, I. (1991). *Effets des systèmes de gestion des sols sur la dynamique des nitrates*. Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 78 p.
- Buon, E. (2000). *Étude de la pollution diffuse d'origine agricole dans le bassin versant de la rivière Boyer Nord*. Rapport de stage, Québec, INRS-Eau, 43 p.
- Chardonneau, G. (2000). *AnnAGNPS 98-De la simplicité d'un modèle à la complexité du terrain. La modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole sur un bassin versant du Québec*. Rapport de fin d'étude, Québec, INRS-Eau, 86 p.
- Chokmani, K. (1996). *Caractérisation de la qualité de l'eau de surface de deux bassins versant en production animale*. Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 87 p.

- Comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada (CEPPAC). (1992). *Le système canadien de classification des sols*. Ottawa, Direction de la recherche, Ministère de l'Agriculture du Canada, 170 p.
- Donald, L., P.D. Phillips, V.W.B. Hardin et V.B. Joseph. (1993). Non-point source pollution impacts of alternative agricultural management practices in Illinois, simulation study. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48 (5) : 449-457.
- Duchemin, M. (2000). *Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat, Québec, INRS-Eau, 317 p.
- Edwards, D.R. et T.C. Daniel. (1993). Effects of poultry litter application rate and rainfall intensity on quality of runoff from fescuegrass plots. *J. Environ. Qual.*, 22 : 361-365.
- Environnement Canada. (1997). L'urgence d'une approche globale. *Bulletin d'information Saint-Laurent Vision 2000*, 7(2) : 1-3.
- Freebairn, D.M., S.C. Gupta, C.A. Onstad et W.J. Rawls. (1989). Antecedent rainfall and tillage effects upon infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53 : 1183-1189.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P. Charest et D. Cluis. (1995). Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *J. Environ. Qual.*, 24 : 420-425.
- Gangbazo, G., C. Bernard et D. Côté. (1996). Effets de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol*, vol. 9 (1) : 46-51.
- Gangbazo, G. (1997). Contrôle de la pollution diffuse agricole par l'approche des objectifs environnementaux de rejet. *Vecteur Environnement*, vol. 30 (4) : 25-30.
- Germain, M. (1986). *Essais et analyse d'un modèle de prévision de l'érosion des sols*. Mémoire de maîtrise, Québec, INRS-Eau, 117 p.
- Géron, C.A., T.K. Danneberger, S.J. Traina, T.J. Logan et J.R. Street. (1993). The effects of establishment methods and fertilization practices on nitrate leaching from turfgrass. *J. Environ. Qual.*, 22 : 119-125.
- Hill, R.L. (1990). Long-term conventional and no-till effects on selected soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54 : 161-166.

- Hill, R.L. (1993). Tillage and wheel traffic effects on runoff and sediment losses from crop interrows. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57 : 476-480.
- Karemangingo, C. (1998). *Évaluation des risques de pollution des eaux sous différents systèmes de production du maïs-grain*. Thèse de doctorat, Québec, Université Laval, 211 p.
- Kitur, B.K., M.S. Smith, R.L. Blevins et W.W. Frye. (1984). Fate of ^{15}N -depleted ammonium nitrate applied to no-tillage and conventional tillage corn. *Agron. J.*, 76 : 240-242.
- Laflamme, D., I. Piché, A. Michaud, Y. Bédard, G. Trencia, R. Laroche, L. Champagne et J.-M. Gouin. (1998). *Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer*. Québec, Ministères de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer, 202 p.
- Lamb, J.A., G.A. Peterson et C.R. Fenster. (1985). Wheat fallow tillage systems effect on a newly cultivated grassland soil nitrogen budget. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49 : 352-356.
- Laplante, L. (1962). *Étude pédologique du comté de Lévis*. Québec, Ministère de l'Agriculture et de la colonisation du Québec, 86 p.
- Levine, D.A., C.T. Hunsaker, P.T. Sidey et J.J. Beauchamp. (1993). *A geographic information system approach to modeling nutrient and sediment transport*. Environmental Sciences Division, Publication no. 3993, 164 p.
- Lucord, L.B. et R.A. Young. (1989). An urban component for the AGNPS model. Dans : *International Summer Meeting*, p. 1-7. Québec, 25-26 juin. St-Joseph, États-Unis : American society of agricultural engineers et Canadian society of agricultural engineering.
- MAPAQ. (1998). (Page consultée le 10 avril 2000). *La production agricole-l'agriculture, un secteur à forte capitalisation*, [En ligne]. Adresse URL : http://www.agr.gouv.qc.ca/ae/prod_agr/doc_ref/docr2-1.htm.
- Marcoux, R. (1966). *Étude pédologique des comtés de Bellechasse et de Montmagny*. Québec, Ministère de l'Agriculture et de la colonisation du Québec, 72 p.
- MENVIQ. (1990). *Critères de qualité de l'eau*. Rapport QEN/QE-85/1. Ste-Foy, Québec, Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de la qualité des cours d'eau, Ministère de l'Environnement du Québec, 189 p.

- Pageau, E. (1976). *Étude pédologique du comté de Dorchester*. Québec, Ministère de l'Agriculture du Québec, 94 p.
- Paul, J.W. et E.G. Beauchamp. (1993). Nitrogen availability for corn in soil amended with urea, cattle slurry and solid and composted manure. *Can. J. Soil. Sci.*, 73 : 253-266.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesier, D.K McCool et D.C. Yoder. (1997). *Predicting soil erosion by water : A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Tucson, États-Unis, 384 p.
- Rice, C.W. et M.S. Smith. (1984). Short-term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no-till and plowed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48 : 295-297.
- Sharpley, A.N., T.C. Daniel et D.R. Edwards. (1993). Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.*, vol. 6 (4) : 492-500.
- Simon, J.-C., F. de Montard, L. Le Corre et D. Pepin. (1989). Rôle agronomique de la prairie dans la gestion du drainage des nitrates vers la nappe phréatique. *Fourrages*, vol. 119 : 227-241.
- Smith, S.J., A.N. Sharpley et L.R. Ahuja. (1993). Agricultural chemical discharge in surface water runoff. *J. Environ. Qual.*, 22 : 474-480.
- Soil Conservation Service. (1975). *Soil taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Handbook no. 436, États-Unis, Department of Agriculture, 754 p.
- Statistique Canada. (1997). *Profil agricole du Québec*. Ottawa, Division de l'agriculture, Ministère de l'Industrie, 327 p.
- Stevenson, F.J. (1986). *Cycles of soil*. New-York, John Wiley & Sons, 380 p.
- Technicon. (1973). *Ortho-phosphate in Water and Wastewater*. *Industrial Method # 94-70W*. Technicon Corporation, New York.
- Tran, T.S., M. Giroux et A. Ndayegamiye. (1992). Utilisation rationnelle des fumures azotées minérales : aspects agronomiques et environnementaux. *Agrosol*, 5 : 18-25.
- Tran, T.S., D. Côté et A. N'Dayegamiye. (1996). Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol*, vol. 9 (1) : 21-30.

ANNEXE A

Formulaires de l'Éditeur d'entrée et
la liste des données nécessaires à AnnAGNPS.

Annexe A.1 : Exemple de formulaire retrouvé dans l'Éditeur d'entrée.

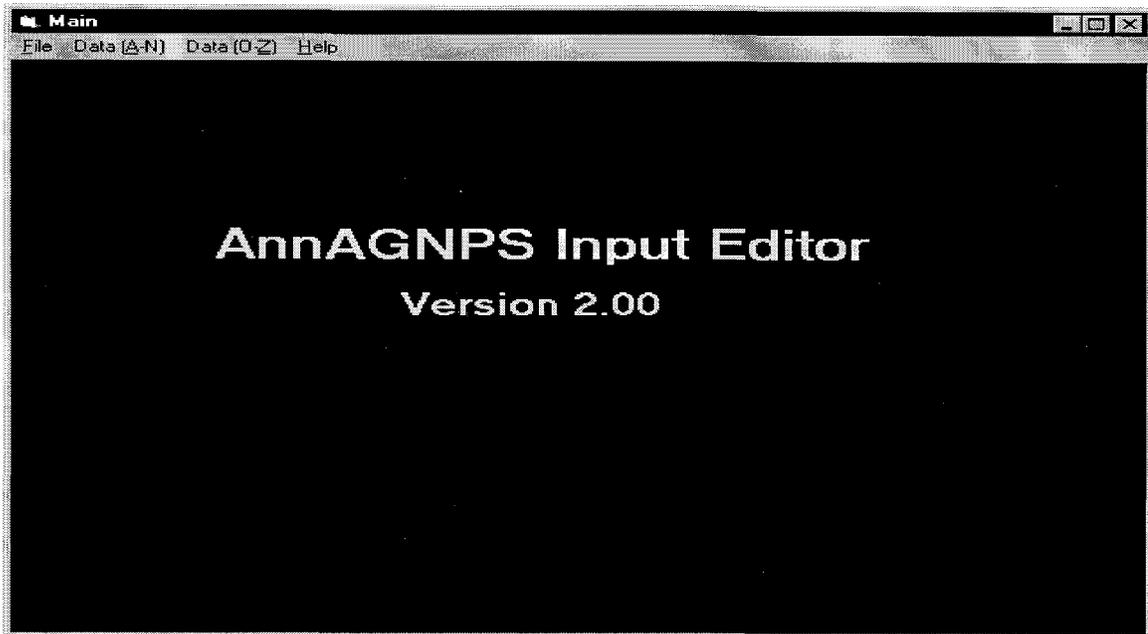


Figure A.1 : Interface de l'Éditeur d'entrée du modèle AnnAGNPS.

Watershed: Bassin Boyer Nord No. Cells: 464

The following three field sets repeat for the number of cells (specified above). For cells with a Cell-Field identifier of WATER, only the following field set is used.

Cell identifier:	22
Cell-Soil identifier:	2
Cell-Field identifier:	17
Cell-Reach identifier:	2
Reach Location code:	1
Cell Area:	5.04
Cell time of conc:	
Cell average elevation:	89

The following field set is needed for all cells except those designated with a Cell-Field identifier of WATER.

Cell average land slope:	0.11966
Cell aspect:	247
RUSLE/USLE 'ls' factor:	1.792

Sheet flow Manning's 'n':	
Sheet flow slope:	0.018
Sheet flow length:	50
Shallow Conc. flow slope:	0.024
Shallow Conc. flow length:	50
Conc. flow slope:	0.1247
Conc. flow length:	85
Concentrated flow bottom width:	
Concentrated flow side slope:	
Concentrated flow hydraulic depth:	
Concentrated flow Manning's "n":	

Current Cell: 1

Previous	1	Next
Insert	Replicate	Delete
Delete ALL	Forget	Accept

Figure A.2 : Formulaire de l'Éditeur d'entrée concernant les données pour les cellules.

Annexe A.2 : Liste exhaustive des données d'entrée nécessaires au modèle.

S'il y a des références disponibles pour les données, elles sont indiquées par un (*) dans la colonne "Référence disponible".

Tableau A.1 : Données d'entrée pour chaque cellule du territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Type de sol	/	
Occupation du territoire	/	
Tronçon dans lequel se jette la cellule	/	
Code indiquant où le ruissellement est additionné au tronçon	0=amont 1=aval	
Aire de la cellule	Ha	
Temps de concentration de l'eau dans la cellule	Hre	
Altitude moyenne	m	
Pente	Long-vert/long-horz	
Orientation de la pente à partir du nord	Degré décimal	
Facteur LS de RUSLE	/	

Tableau A.2 : Données d'entrée s'il y a des cultures suivant les courbes de niveau

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Hauteur des crêtes	Sans crête, très faible, faible, modérée, élevée, très élevée, hauteur variable	
Pente des sillons	Long-vert/long-horz	
Condition du couvert pour les sols perturbés	/	
Conditions du couvert pour un sol consolidé	/	

Tableau A.3 : Données d'entrée s'il y a des retenues d'eau sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Profondeur permanente de la retenue	m	
Coefficient décrivant la relation entre le volume et la profondeur	/	
Exposant décrivant la relation entre le volume et la profondeur	/	
Coefficient de déversement	/	
Exposant de déversement	/	

Tableau A.4 : Données d'entrée pour les opérations réalisées sur les aires d'engraissement de bovins

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Date de l'opération	/	
Fumier raclé	%	
Production totale d'N par les animaux avant l'opération	kg/jour	
Production totale de P par les animaux avant l'opération	kg/jour	
Production totale de C organique par les animaux avant l'opération	kg/jour	
Variation de la production d'N après l'opération	Δ kg/jour	
Variation de la production de P après l'opération	Δ kg/jour	
Variation de la production de C organique après l'opération	Δ kg/jour	

Tableau A.5 : Données d'entrée pour chaque parcelle du territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Occupation du sol	Culture, pâturage, forêt, zone urbaine, prairie, mixe	
Année de rotation	Année 1, année 2...	
Moyenne annuelle du facteur P d'USLE (si utilisé)	/	*
Surface couverte par les éléments grossiers	%	
Facteur P de drainage de sub-surface pour RUSLE (si utilisé)	/	*
Érosion rigole-interrigole	1= érosion égal 2= interrigole dominant 3= rigole dominant 4= sol trop grossier (pas de rigole)	
Rugosité pour les champs abandonnés	mm	
Distance horizontale entre les terrasses	m	
Pente des terrasses jusqu'à l'exutoire	Long-vert/long-horiz	

Tableau A.6 : Données d'entrée pour chaque culture retrouvée sur le bassin versant

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Rendement à la récolte	Unité appropriée à la culture/ha	
Poids des résidus par rapport au poids de la plante à la récolte	%	
Coefficient de décomposition des résidus en surface	/	
Coefficient de décomposition des résidus en sub-surface	/	
Quantité de résidus restant au champ si 30, 60, 90% sont laissés	kg/ha	*
Code indiquant si la sénescence augmente avec les résidus	Oui/Non	
Rapport C/N à la récolte	/	*
Prélèvement en azote	Poids d'N prélevé/poids de la récolte	
Prélèvement en phosphore	Poids de P prélevé/poids de la récolte	
Rapport C/P à la récolte	/	*
Temps de croissance des différents stades : initial, développement, maturité, sénescence	Jour ou pourcentage de la semis-récolte	*
Fraction d'N prélevé pour les 4 stades	/	*
Fraction de P prélevé pour les 4 stades	/	*
Évolution de la masse de racines dans les 100 premiers mm du sol chaque 15 jours	kg/ha	*
Évolution de la canopée à chaque 15 jours	% de la surface du sol couverte	*
Hauteur d'interception de la pluie par la canopée à chaque 15 jour	m	*

Tableau A.7 : Données d'entrée pour chaque type de fertilisants appliqués sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Taux d'application du fertilisant	kg/ha	
Fertilisant mélangé uniformément dans le sol	Oui/Non	
Fraction massique de fertilisant en N inorganique	/	*
Fraction massique de fertilisant en N organique	/	*
Fraction massique de fertilisant en P inorganique	/	*
Fraction massique de fertilisant en P organique	/	*
Fraction massique de fertilisant en matière organique	/	*

Tableau A.8 : Données d'entrée pour chaque aire d'engraissement de bovins

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Aire totale non couverte	ha	
Aire totale non couverte et bétonnée	%	
Aire totale couverte	ha	
Aire totale en amont de l'élevage dont le ruissellement traverse les zones d'élevage	ha	
Production initiale d'N dans l'aire d'élevage	kg/j/ha	
Production initiale de P dans l'aire d'élevage	kg/j/ha	
Production initiale de C organique dans l'aire d'élevage	kg/j/ha	
Augmentation de la production d'N	Δ kg/j/ha	
Augmentation de la production d'P	Δ kg/j/ha	
Augmentation de la production de C organique	Δ kg/j/ha	
Concentration maximale d'N dans l'eau de ruissellement	ppm	
Concentration maximale d'P dans l'eau de ruissellement	ppm	
Concentration maximale de C organique dans l'eau de ruissellement	ppm	
Quantité initiale d'N dans les déjections épandables	kg/ha	
Quantité initiale d'P dans les déjections épandables	kg/ha	
Quantité initiale de C organique dans les déjections épandables	kg/ha	

Tableau A.9 : Données d'entrée pour les fossés d'érosion

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Cellule associée au fossé	/	
Type de sol	/	
Aire de drainage	Ha	
Coefficient d'érosion	/	
Exposant d'érosion	/	

Tableau A.10 : Données d'entrée s'il y a irrigation sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Date de fin d'irrigation	/	
Type d'irrigation	Pivot, micro-irrigation, canon...	
Durée d'irrigation	Heure	
Irrigation perdue par ruissellement	%	
Taux d'irrigation (en cas d'irrigation manuelle)	m ³ /sec/ha	
Efficacité de recouvrement de l'irrigation	%	
Taux d'humidité pour le déclenchement (irrigation automatique)	%	
Aire de la cellule (ou champ) irriguée	/	
Intervalle entre deux irrigations (quand régulier)	Jours	
Nombre d'irrigations durant la période d'irrigation (quant irrégulier)	Jour	
Nombre d'irrigations fertilisantes manuelles	/	
Taux de sédimentation au bout du champ irrigué	Tonnes/ha/mm	

Tableau A.11 : Données d'entrée pour les zones non cultivées du territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Moyenne annuelle de masse racinaire dans les 100 premiers mm de sol	kg/ha	*
Sol recouvert par la canopée	%	*
Moyenne annuelle de la hauteur d'interception de la pluie par la canopée	m	*
Couverture du sol par les résidus	%	
Facteur C d'USLE	/	*

Tableau A.12 : Données d'entrée s'il y a présence de sources ponctuelles sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Cellule associée à la source ponctuelle	/	
Taux d'écoulement constant	m ³ /sec	
Concentration en azote dans le déversement	ppm	
Concentration en phosphore dans le déversement	ppm	
Concentration en carbone organique dans le déversement	ppm	

Tableau A.13 : Données d'entrée pour chaque opération effectuée sur les parcelles

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Date de l'opération	/	
Coefficient "n" de Manning après l'opération	/	
Constante de surface après l'opération	/	
Quantité de résidus ajoutés ou retirés par l'opération	kg/ha	*
Code indiquant les effets de l'opération sur le champ	/	
Résidus restant en surface après l'opération	%	
Masse de résidus restants par rapport à la masse initiale de résidus (après un travail du sol)	%	*
Surface du sol dérangée par l'opération	%	*
Rugosité avant l'opération	mm	*
Rugosité après l'opération	mm	*
Profondeur du labour	mm	*
Résidus ajoutés lors de l'opération (épandage de résidus) et restant en surface	%	
Coefficient de décomposition de surface des résidus ajoutés	/	*
Coefficient de décomposition de sub-surface des résidus ajoutés	/	*
Quantité de résidus suivant le % de couverture du sol par ceux-ci (30, 60, 90 %)	kg/ha	

Tableau A.14 : Données d'entrée concernant les pesticides appliqués sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Taux d'application	kg/ha	
Profondeur d'application	mm	
Pesticide mélangé uniformément dans le sol	Oui/Non	
Fraction de l'application foliaire	/	
Fraction de l'application au sol	/	
Solubilité dans l'eau	Poids pesticide/poids eau	
Coefficient de partition	/	
Demi-vie dans le sol	Jour	
Demi-vie sur les feuilles	Jour	
Fraction lessivée sur les feuilles	/	
Fraction transformée	/	
Demi-vie dans les tronçons	Jour	

Tableau A.15 : Données d'entrée concernant les courbes de ruissellement

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Ajustement de la courbe de ruissellement avec les résidus	Oui/Non	
Numéro de courbe de ruissellement pour les sols du groupe hydrologique A	/	*
Numéro de courbe de ruissellement pour les sols du groupe hydrologique B	/	*
Numéro de courbe de ruissellement pour les sols du groupe hydrologique C	/	*
Numéro de courbe de ruissellement pour les sols du groupe hydrologique D	/	*

Tableau A.16 : Données d'entrée pour la période de simulation

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Code de distribution des précipitations (TR-55)	/	
Moyenne annuelle du facteur de précipitation pour USLE	MJ-mm/ha-hre	
Intensité énergétique (EI) moyenne sur 10 années de précipitations (RUSLE)	(MJ-mm/ha-hre)	
Numéro de distribution du facteur EI	/	
Type de climat	1=aride 2=humide	
Nombre de stades d'humidité dans une journée	/	
Facteur K annuel basé sur les sols volcaniques	Oui/Non	
Facteur K variable dans l'année	Oui/Non	
Nombre d'années voulues pour initialiser les variables	/	
Coefficient de partition du phosphore	/	

Tableau A.17 : Données d'entrée s'il y a des cultures en bandes alternées sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Type de couverture	Établie, très dense, sans couvert, etc.	
Distance entre les rangées	m	

Tableau A.18 : Données d'entrée pour chaque tronçon

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Végétation	0=sans végétation 1=avec végétation 2=submergé dû à une retenue d'eau	
Altitude en aval	m	
Pente moyenne du tronçon	Long-vert/long-horz	
Coefficient "n" de Manning pour le tronçon	/	
Longueur du tronçon	m	
Largeur du tronçon lorsque l'eau atteint le haut des berges	m	
Profondeur du tronçon lorsque l'eau atteint les berges	m	
Largeur de la plaine d'inondation	m	
Coefficient "n" de Manning pour la plaine d'inondation	/	
Particules d'argile susceptibles de subir le transport de fond sur le tronçon	Oui/Non	
Particules de limon susceptibles de subir le transport de fond sur le tronçon	Oui/Non	
Particules de sable susceptibles de subir le transport de fond sur le tronçon	Oui/Non	
Petits agrégats susceptibles de subir le transport de fond sur le tronçon	Oui/Non	
Gros agrégats susceptibles de subir le transport de fond sur le tronçon	Oui/Non	
<i>Coefficients géométriques des tronçons</i>		
Coefficient géométrique de longueur	/	
Exposant géométrique de longueur	/	
Coefficient géométrique de largeur	/	
Exposant géométrique de largeur	/	
Coefficient géométrique de profondeur	/	
Exposant géométrique de profondeur	/	
Coefficient géométrique de largeur de la plaine d'inondation	/	
Exposant géométrique de largeur de la plaine d'inondation	/	
<i>Demi-vie des nutriments dans les tronçons</i>		
Demi-vie de l'azote	Jour	
Demi-vie du phosphore	Jour	
Demi-vie du carbone organique	Jour	

Tableau A.19 : Données d'entrée pour les sols retrouvés sur le territoire

Données d'entrée	Unité	Référence disponible
Groupe hydrologique	A, B, C ou D	*
Facteur K	/	*
Albedo	% de radiation solaire réfléchie par le sol	
Demie-vie de reconsolidation de la couche supérieure du sol après un labour	Jour	
Profondeur de la couche imperméable	mm	
Moyenne de la gravité spécifique	Masse du sol/masse d'eau	
<i>Pour chaque couche du profil</i>		
Profondeur de la couche	mm	
Masse volumique apparente du sol sec	Mg/m ³	
% d'argile par rapport à la masse totale de sol minéral (limon+argile+sable)	%	
% de limon par rapport à la masse totale de sol minéral (limon+argile+sable)	%	
% de sable par rapport à la masse totale de sol minéral (limon+argile+sable)	%	
% d'éléments grossiers (> 2mm) par rapport à la masse totale limon+argile+sable+éléments grossiers	%	
% de sable fin par rapport à la masse totale limon+argile+sable (0,05 mm à 0,1 mm)	%	
Concentration massique en CaCO ₃ dans le sol à particules inférieures à 2 mm	Poids CaCO ₃ /poids sol < 2mm	
Conductivité hydraulique à saturation	Mm/heure	
Capacité au champ	Hauteur d'eau/hauteur de la couche de sol	
Point de flétrissement	Hauteur d'eau/hauteur de la couche de sol	
Couche de sol de parenté volcanique	Oui/Non	
Saturation en base	%	
Agrégats instables	Masse agrégats instables/masse du sol	
pH	/	
Matière organique avant simulation	Masse MO/masse du sol	
Azote organique dans le sol avant simulation	ppm	
Azote inorganique dans le sol avant simulation	ppm	
Phosphore organique dans le sol avant simulation	ppm	
Phosphore inorganique dans le sol avant simulation	ppm	
Structure des agrégats du sol	1=granulaire très fin 2=granulaire fin 3=moyennement granulaire 4=massif	

ANNEXE B

L'évolution de la masse racinaire, de la canopée, de la hauteur d'interception de la canopée et de la biomasse à tous les quinze jours, ainsi que la classification des opérations retrouvées sur le territoire.

Annexe B.1 : L'évolution de quatre paramètres à tous les quinze jours.

Tableau B.1 : La masse racinaire dans les cent premiers millimètres du sol, la surface du sol couverte par la canopée, la hauteur d'interception des gouttes de pluie par celle-ci et l'évolution de la biomasse pour chaque culture à tous les quinze jours à partir du 1^{er} mai

	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150	Max
Prairie											
Racines (kg/ha)	0	440	1760	3520	4180	4400	4400	4400	4400	4400	4400
Canopée (%)	0	10	40	80	95	100	100	100	100	100	100
Hauteur (m)	0	0,03	0,12	0,24	0,285	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Biomasse (%)	0	0,1	0,4	0,8	0,95	1	1	1	1	1	---
Blé											
Racines (kg/ha)	0	50	70	350	950	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Canopée (%)	0	5	7	35	95	100	100	100	100	100	100
Hauteur (m)	0	0,05	0,07	0,35	0,95	1	1	1	1	1	1
Biomasse (%)	0	0,05	0,07	0,35	0,95	1	1	1	1	1	---
Avoine											
Racines (kg/ha)	0	50	70	350	950	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Canopée (%)	0	5	7	35	95	100	100	100	100	100	100
Hauteur (m)	0	0,055	0,077	0,385	1,045	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Biomasse (%)	0	0,05	0,07	0,35	0,95	1	1	1	1	1	---
Orge											
Racines (kg/ha)	0	50	70	350	950	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Canopée (%)	0	5	7	35	95	100	100	100	100	100	100
Hauteur (m)	0	0,045	0,063	0,315	0,855	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Biomasse (%)	0	0,05	0,07	0,35	0,95	1	1	1	1	1	---
Maïs grain											
Racines (kg/ha)	0	0	12	120	180	480	720	1080	1200	1200	1200
Canopée (%)	0	0	1	10	15	40	60	90	100	100	100
Hauteur (m)	0	0	0,025	0,25	0,375	1	1,5	2,25	2,5	2,5	2,5
Biomasse (%)	0	0	0,01	0,1	0,15	0,4	0,6	0,9	1	1	---
Maïs ensilage											
Racines (kg/ha)	0	0	12	120	180	480	720	1080	1200	1200	1200
Canopée (%)	0	0	0,9	9	13,5	36	54	81	90	90	90
Hauteur (m)	0	0	0,025	0,25	0,375	1	1,5	2,25	2,5	2,5	2,5
Biomasse (%)	0	0	0,01	0,1	0,15	0,4	0,6	0,9	1	1	---

Annexe B.2 : Classification de l'occupation du sol et des opérations retrouvées sur le territoire.

Les cultures de maïs, de pâturage et de foin ont été divisées en fonction des fertilisants organiques qu'elles reçoivent, soit fertilisants bovins (Bv) ou porcins (Pc). De plus, le maïs grain a été séparé en deux classes (maïsgr1 et maïsgr2) selon les dates d'opérations, et en une troisième classe (maïsgr3) uniquement fertilisée avec des engrais minéraux.

Tableau B.2 : Classification obtenue pour l'occupation du sol et les opérations retrouvées sur le territoire de la rivière Boyer Nord

Identifiant des cultures	Date d'opération (j-m-a)	Opération effectuée	Identifiant des fertilisants	Dose appliquée pour les fertilisants (kg/ha)
Avoine	01-05-98	Fertilisation	16-18-23	224
		Labour		
	15-05-98	Semis		
	20-08-98	Moisson		
Blé	01-05-98	Épandage lisier	Lisier bv	25000
	15-05-98	Semis		
	10-06-98	Fertilisation	34-0-0	150
	20-08-98	Moisson		
Maïs ensilage	15-09-98	Épandage lisier	Lisier bv	28000
	01-05-99	Épandage lisier	Lisier bv	30000
	15-05-99	Semis	27-0-0	150
	01-09-99	Moisson		
	15-09-99	Épandage lisier	Lisier bv	25000
Maïsgr1BV	10-05-98	Épandage lisier	Lisier bv	21000
	01-05-99	Épandage lisier	Lisier bv	38000
	15-05-99	Semis	18-5-12	156
	04-10-99	Moisson		
	05-10-99	Épandage lisier	Lisier bv	18000
Maïsgr1PC	10-05-98	Épandage lisier	Lisier pc	7900
	01-05-99	Épandage lisier	Lisier pc	38000
	15-05-99	Semis	18-5-12	156
	04-10-99	Moisson		
	05-10-99	Épandage lisier	Lisier pc	10000
Maïsgr2BV	01-05-98	Épandage lisier	Lisier bv	30000
	15-05-98	Semis	27-0-0	180
	10-06-98	Fertilisation Moisson	32-0-0	170
	04-10-98	Épandage lisier		
Maïsgr2PC	01-05-98	Semis 3cm	Lisier pc	32000
	15-05-98	Fertilisation	27-0-0	180
	10-06-98	Moisson	32-0-0	170
	04-10-98	Fertilisation		

Suite...

Maisgr3	01-05-98	Semis 3cm	46-0-0	112
	15-05-98	Fertilisation	6-24-6	34
	10-06-98	Moisson	32-0-0	170
	04-10-98			
Orge	15-09-98	Épandage lisier	Lisier bv	35800
	15-05-99	Semis 3cm	27-0-0	115
	20-08-99	Moisson		
Pâturage BV	01-01-98			
	15-09-98	Épandage lisier non inc.	Lisier bv	30000
	15-09-99	Épandage lisier non inc.	Purin bv	30000
Pâturage PC	01-01-98			
	15-09-98	Épandage lisier non inc.	Lisier pc	15000
	15-09-99	Épandage lisier non inc.	Lisier pc	15000
Foin BV	01-01-98	Semis à la volée		
	15-09-98	Épandage fumier non inc.	Fumier bv	15000
	30-04-99	Fin hiver foin		
	01-05-99	Semis à la volée		
	10-06-99	Récolte et repousse		
	11-06-99	Épandage lisier non inc.	Lisier bv	20000
	20-07-99	Récolte et repousse		
	01-09-99	Récolte sans repousse		
	02-09-99	Semis à la volée		
	15-09-99	Épandage fumier	Fumier bv	15000
	31-12-99	Récolte sans repousse		
Foin PC	01-01-98	Semis à la volée		
	30-04-99	Fin hiver foin		
	01-05-99	Épandage lisier non inc.	Lisier pc	26000
	01-05-99	Semis à la volée		
	10-06-99	Récolte et repousse		
	11-06-99	Épandage lisier non inc.	Lisier pc	20000
	20-07-99	Récolte et repousse		
	01-09-99	Récolte sans repousse		
	02-09-99	Semis à la volée		
31-12-99	Récolte sans repousse			
Foin sans épandage	01-01-98			
Zone urbaine	01-01-98			
Forêt	01-01-98			
Zone inconnue	01-01-98			

ANNEXE C

Calcul des débits événementiels à partir des débits journaliers mesurés.

Calcul des débits événementiels mesurés

Pour être en mesure de comparer les débits événementiels mesurés et simulés, il a été nécessaire d'apporter certaines modifications. En effet, les débits générés par le modèle sont sous forme événementielle, c'est-à-dire la réponse totale à chaque précipitation. Cependant, les débits mesurés sur le territoire étaient sous forme journalière. Il fallait donc en déduire le débit de base pour ainsi obtenir le débit événementiel.

En effectuant sous Excel un graphique en log du débit journalier mesuré et en prenant tous les points les plus bas sur la courbe, il a été possible de tracer les droites reliant ces points. L'aire sous ces nouvelles droites correspond au débit de base. La figure C.1 montre la courbe du débit journalier ainsi que le débit de base obtenu. Par la suite, il ne restait qu'à soustraire le débit de base du débit journalier pour ainsi obtenir le débit événementiel mesuré.

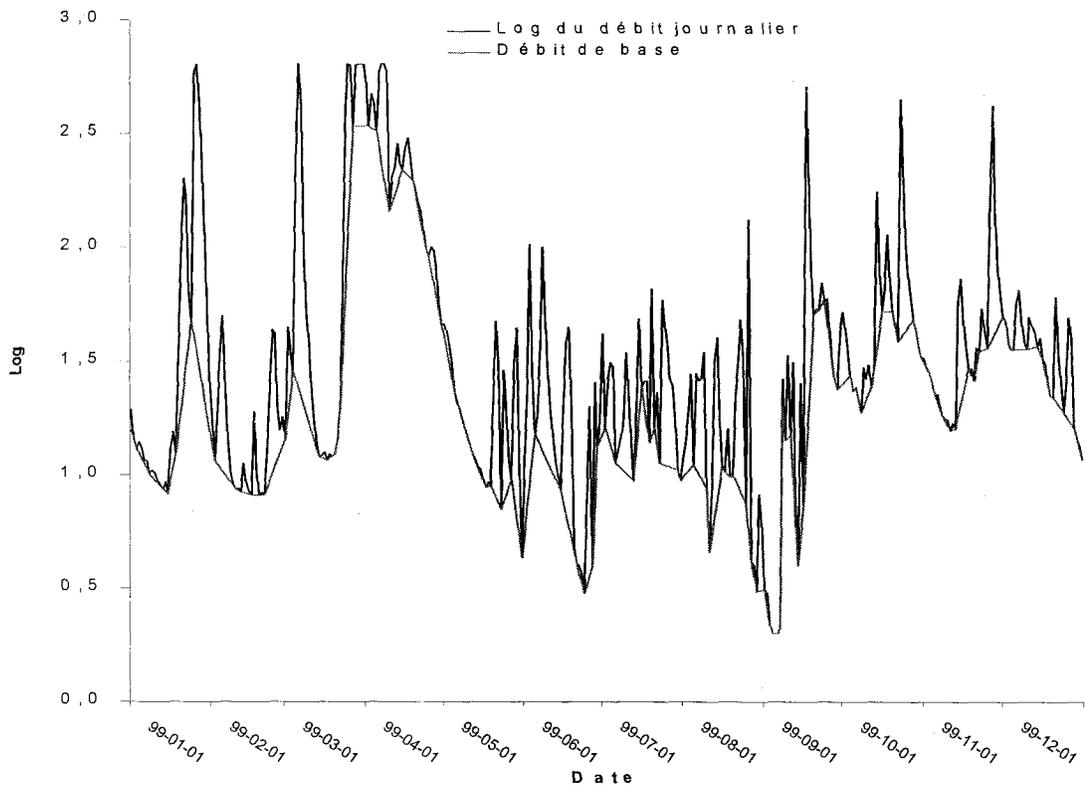


Figure C.1 : Débit de base obtenu à partir du log du débit journalier.

ANNEXE D

Principales équations employées par le modèle AnnAGNPS.

Annexe D.1 : Équations utilisées par le modèle pour le cheminement de l'eau

1) *Calcul du ruissellement (Q) sur le territoire :*

$$Q = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{P + 0,8 \cdot S} \quad (1)$$

$$\text{Avec } S = \frac{1000}{\text{CN}} - 10 \quad (2)$$

Où :
 P = Précipitation [L]
 S = Paramètre de rétention
 CN = Coefficient (Curve Number), relié aux cultures et aux conditions hydrologiques

2) *Calcul du débit de crête (Q_P) à l'aide de la méthode TR-55 :*

$$Q_P = \left[\frac{A}{640} \right] \cdot Q \cdot 10^{\log [C_0 + C_1 (\log T_C) + C_2 (\log T_C)]^2} \quad (3)$$

Où :
 T_c = Temps de concentration de l'eau sur le territoire [T]
 A = Aire de drainage [L²]
 Q = Ruissellement [L]
 C₀, C₁ et C₂ = Coefficients basés sur les précipitations maximales en 24 heures

Annexe D.2 : Équations utilisées par le modèle pour le cheminement des sédiments

1) Calcul de la production de sédiments sur le territoire :

La production de sédiments est calculée selon l'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE). Se rapporter à la section 2.5.4.

2) Calcul du transport des sédiments :

$$Q_S(x) = Q_S(0) + Q_{SL}(x/L_r) - \int_0^x D(x) \cdot w \cdot dx \quad (4)$$

Où :

- $Q_S(x)$ = Charge en sédiments à l'aval du tronçon [M]
- $Q_S(0)$ = Charge en sédiments arrivant en amont du tronçon [M]
- Q_{SL} = Charge en sédiments de provenance latérale [M]
- x = Longueur traitée du tronçon [L]
- L_r = Longueur totale du tronçon [L]
- $D(x)$ = Taux de déposition sur le lit [ML^{-2}]
- w = Largeur du tronçon [L]

Avec
$$D(x) = \frac{V_{SS}}{q(x)} \cdot [q_S(x) - g'_S(x)] \quad (5)$$

Où :

- V_{SS} = Vitesse de chute des particules [LT^{-1}]
- $q(x)$ = Exportation par unité de largeur [ML^{-1}]
- $q_S(x)$ = Charge en sédiments par unité de largeur [ML^{-1}]
- $g'_S(x)$ = Capacité de transport par unité de largeur [ML^{-1}]

L'équation modifiée de Bagnold permet de calculer la capacité de transport :

$$g'_S(x) = \frac{\eta \cdot \kappa \cdot \tau \cdot v^2}{V_{SS}} \quad (6)$$

Où :

- η = Facteur de transport
- κ = Facteur de capacité de transport
- τ = Force de cisaillement [MT^{-1}]
- v = Moyenne de la vitesse d'écoulement laminaire [LT^{-1}]

Annexe D.3 : Équations utilisées par le modèle pour le cheminement des nutriments

1) *Calcul du transport des nutriments adsorbés (Nut_{sed}) :*

$$Nut_{sed} = Nut_f \cdot Q_S(x) \cdot E_r \quad (7)$$

$$\text{Avec } E_r = 7,4 \cdot Q_S(x)^{-0,2} \cdot T_f \quad (8)$$

Où :

- Nut_f = Concentration de nutriments dans le sol [ML^{-3}]
- $Q_S(x)$ = Production de sédiments [M]
- E_r = Proportion d'enrichissement en sédiments
- T_f = Facteur d'ajustement pour corriger la proportion d'enrichissement en sable et en argile

2) *Calcul du transport des nutriments solubles (Nut_{sol}) :*

$$Nut_{sol} = C_{Nut} \cdot Nut_{ext} \cdot Q \quad (9)$$

Où :

- C_{Nut} = Concentration moyenne de N et P solubles à la surface du sol durant le ruissellement [ML^{-3}]
- Nut_{ext} = Coefficient d'extraction des nutriments
- Q = Ruissellement [L]

