Université du Québec

Mémoire
présenté à

l'Institut National de la Recherche Scientifique
(INRS-Eau)

comme exigence partielle
de la
maîtrise ès Sciences de l'eau
par

Jacynte Lareau
(Agr.,b.Sc.A. Bio-agronomie)

Évaluation de la toxicité, du potentiel eutrophisant et des effets sur l'algue *Selenastrum capricornutum*, des eaux de ruissellement agricole provenant de sols fertilisés avec du lisier de porc en conditions printanières

Juin 1993

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire n'aurait sûrement pas été possible sans la collaboration de mes supporters de toujours, Paul et Mathilde, auxquels je désire témoigner toute ma gratitude. Je tiens aussi à remercier Marie pour la dernière lecture de ce mémoire.

Je ne pourrais évidemment passer sous silence la contribution de nombreuses personnes qui ont été impliquées de près ou de loin dans la réalisation de ce projet: il s'agit de mon directeur, M. Denis Couillard, mon co-directeur, M. Pierre Couture, mon correcteur externe, M. Alain Pesant d'Agriculture Canada qui m'a permis d'utiliser les installations de la station de recherche de Lennoxville. Je voudrais également mentionner M. Georges Gangbazo du MENVIQ qui m'a permis de partager son protocole expérimental, M. Claude Thellen et M. Réjean Lemire, également du MENVIQ, ainsi que M. Réal Gagné et M. Dominique Gagnon, tous les deux d'Agriculture Canada.

RÉSUMÉ

Au Québec, l'avènement des élevages intensifs, surtout dans le domaine du porc, a engendré un problème de disposition de quantités importantes de lisier. Plusieurs cours d'eau situés dans des bassins comportant une population animale élevée sont d'ailleurs aux prises avec des problèmes de pollution diffuse souvent associés aux épandages de lisier. Plusieurs études ont analysé l'aspect physico-chimique de ce type de pollution en négligeant d'aborder l'aspect toxicité et bio-disponibilité des nutriments.

Cette étude vise à combler cette lacune. Son but est d'évaluer les effets, la toxicité et le potentiel eutrophisant des eaux de ruissellement agricole en provenance de sol fertilisé avec du lisier de porc en conditions printanières sur l'algue *S. capricornutum*. L'évaluation a été effectuée à l'aide du test de PF qui détermine le potentiel de fertilité de l'algue dans un échantillon d'eau. L'expérience s'est toutefois déroulée en conditions artificielles, c'est-à-dire que les événements pluvieux étaient produits par un simulateur de pluie et que les parcelles d'épandage étaient des bacs placés à l'intérieur et remplis de sol. Ce dispositif a permis de tester les traitements suivants: le taux et le mode d'épandage de lisier, le délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux ainsi que l'intensité de ce dernier. Mentionnons que les taux d'épandage utilisés sont basés sur les exigences du maïs en azote.

Il a été démontré que la croissance de *S. capricornutum* était plus élevée ($p=0,01$) lorsque le lisier a été appliqué à la surface du sol plutôt qu'enfoui à 20 cm dans le sol et lorsque le taux d'épandage du lisier était à 300 kg N/ha comparativement à 150 kg N/ha (dose représentant approximativement les besoins en azote du maïs). Le délai entre l'épandage du lisier en surface et le premier événement pluvieux avait un effet significatif sur *S. capricornutum* seulement au taux

d'épandage représentant deux fois la dose recommandée pour la culture du maïs (300 kg N/ha). La croissance était plus faible au délai le plus long (48 heures) et à celui de 24 heures, comparativement au délai d'une heure.

L'eau de ruissellement provenant de sol ayant reçu une pluie de 22 mm/h pendant 71 minutes stimule moins la croissance de *S. capricornutum* que celle d'une pluie de 11 mm/h pendant 142 minutes (différences non-significatives) et ce, à un taux d'épandage en surface de 0, 150, ou 300 kg N/ha ou bien à un délai entre l'épandage en surface et la pluie de 1, 24 ou 48 heure(s). Le temps de contact moins élevé entre l'eau et le lisier à l'intensité de pluie de 22 mm/h (I2) comparativement à celle de 11 mm/h (I1), pourrait être évoqué pour expliquer la stimulation moins élevée remarquée à I2 comparativement à I1.

Pour expliquer les différences mentionnées précédemment, l'hypothèse de la toxicité plutôt que celle des facteurs limitants a été retenue. Mentionnons que la toxicité est calculée à partir d'un pourcentage d'inhibition qui pourrait être causée dans notre cas, par la présence de facteurs contraignant la disponibilité d'éléments nutritifs. Ainsi, l'eau de ruissellement agricole recueillie aurait une toxicité élevée à très élevée pour l'algue *S. capricornutum* probablement à cause de la matière organique présente dans le sol et dans le lisier. Elle agirait possiblement de façon à empêcher l'utilisation des éléments nutritifs par l'algue.

Lorsque diluées, l'eau de ruissellement et le lisier stimulaient la croissance de *S. capricornutum*. Cette stimulation se produit à partir des taux de dilution suivants:

-0,5 à 10% pour l'eau ruisselant de sol sans lisier ou avec lisier enfoui;

-0,1 à 1% pour l'eau ruisselant de sol avec du lisier en surface;

-0,25 à 0,5% pour le lisier brute.

Ces résultats donnent un aperçu du potentiel eutrophisant des eaux de ruissellement agricole provenant de sols fertilisés avec du lisier de porc et de celui du lisier de porc, sur un producteur primaire tel que l'algue *S. capricornutum*. On remarque que le potentiel eutrophisant est fonction de la présence de lisier dans les échantillons. Ainsi, le potentiel eutrophisant se manifeste aux concentrations plus faibles des échantillons qui permettent à *S. capricornutum* d'être en contact direct avec du lisier ou avec des nutriments provenant du lisier. Ces concentrations ne peuvent cependant pas s'appliquer directement au milieu récepteur.

Globalement, les résultats de cette étude confirment l'utilité d'enfouir le lisier dans le sol et de tenir compte des prévisions atmosphériques afin d'établir un délai entre l'épandage en surface et le premier événement pluvieux qui est le plus long possible. Les effets néfastes des eaux de ruissellement d'origine agricole sur le milieu aquatique pourraient ainsi être atténués.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS i

RÉSUMÉ ii

TABLE DES MATIERES v

LISTE DES TABLEAUX viii

LISTE DES FIGURES ix

1 . INTRODUCTION 1

2 . ÉTAT DES CONNAISSANCES 3

2.1 LE LISIER DE PORC 3

2.2 POLLUTION DIFFUSE ET EAUX DE RUISSELLEMENT 5

2.3 MESURES DU POTENTIEL DE FERTILITÉ 13

3 . MÉTHODOLOGIE 17

3.1 PRINCIPE 17

3.2 DISPOSITIF TECHNIQUE 17

A) SIMULATEUR DE PLUIE 17
B) PARCELLE D'ÉPANDAGE 19

3.3 ESSAIS D'ÉPANDAGE 22

A) CONDITIONS ARTIFICIELLES 22
B) PARCELLE D'ÉPANDAGE 23
C) TYPE DE SOL 23
D) LISIER DE PORC 26
E) MODE D'ÉPANDAGE 26
F) TAUX D'ÉPANDAGE 27
G) DELAI ÉPANDAGE-PLUIE 27
H) INTENSITÉ DE PLUIE 28
I) PROCÉDURE SUR LE TERRAIN 29
J) ÉCHANTILLONNAGE 32

3.4 MESURE ET ANALYSE 33

A) TEST DE PF SUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT 33
B) CALCUL DE LA TOXICITÉ 35
C) ANALYSES CHIMIQUES 38

3.5 EXPRESSION ET TRAITEMENT DES RÉSULTATS 38

A) CHOIX DE L'UNITÉ 38
B) RÉSULTATS BRUTS 40
C) ANALYSES STATISTIQUES 41
D) RÉSULTATS STATISTIQUES 42

4 . ANALYSE DES RÉSULTATS 47
4.1 EFFETS PRINCIPAUX 47
A) ANALYSES DE L'ENSEMBLE DES DONNÉES 47
Mode d'épandage: 48
B) ANALYSE DES DONNÉES DU MODE D'ÉPANDAGE EN SURFACE 50
Le taux d'épandage: 51
Délai entre l'épandage et la pluie: 56
Intensité de pluie: 56
C) ANALYSE DES DONNÉES DU MODE D'ÉPANDAGE EN ENFOUISSEMENT 56
4.2 LES INTERACTIONS 57
A) MODE D'ÉPANDAGE EN SURFACE 57
Taux d'épandage x délai: 57
Intensité de pluie x délai: 62
Intensité de pluie x taux d'épandage: 65
B) MODE D'ÉPANDAGE PAR ENFOUISSEMENT 68

5 . DISCUSSION 70
5.1 EFFETS PRINCIPAUX DES TRAITEMENTS SUR LE RAPPORT BX/BT 70
A) MODES D'ÉPANDAGE DU LISIER DE PORC 71
Lisier épandu en surface du sol: 71
Lisier épandu à 20 cm dans le sol (enfoui): 72
B) TAUX D'ÉPANDAGE DU LISIER EN SURFACE 72
C) DÉLAI ENTRE L'ÉPANDAGE EN SURFACE ET LA PLUIE 74
D) INTENSITÉ DE PLUIE 76
5.2 EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LES TRAITEMENTS SUR LE RAPPORT BX/BT 78
A) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE TAUX D'ÉPANDAGE EN SURFACE ET LE DÉLAI ÉPANDAGE-PLUIE 79
B) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE DÉLAI ÉPANDAGE-PLUIE ET L'INTENSITÉ DE PLUIE 82
C) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE TAUX D'ÉPANDAGE ET L'INTENSITÉ DE PLUIE 83
D) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LES TRAITEMENTS POUR LE MODE D'ÉPANDAGE EN ENFOUISSEMENT 86
5.3 RÉSUMÉ DES EFFETS DES TRAITEMENTS SUR LES RAPPORTS BX/BT MESURÉS DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE 88
5.4 ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC AVEC *S. CAPRICORNUTUM* 91
5.5 ÉVALUATION DU POTENTIEL EUTROPHISANT DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC 95

6 . CONCLUSION 98

6.1 EFFETS DES DIVERS TRAITEMENTS SUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE 98

6.2 TOXICITÉ ET POTENTIEL EUTROPHISANT DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC SUR *S.CAPRICORNUTUM* 99

7 . BIBLIOGRAPHIE 101

ANNEXES 109

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 - Caractéristiques des lisiers de porcs Québécois 6
Tableau 2.2 - Caractéristiques reliées à des sources diffuses et ponctuelles de pollution 8
Tableau 3.1 - Qualité de l'eau alimentant le simulateur 19
Tableau 3.2 - Caractéristiques du sol agricole 25
Tableau 3.3 - Caractéristiques du lisier de porc 26
Tableau 3.4 - Classification des unités toxiques (U.T.) 36
Tableau 3.5 - Analyses statistiques pour les cinq unités proposées 40
Tableau 3.6 - Résultats statistiques des effets principaux 44
Tableau 3.7 - Résultats statistiques des effets d'interaction (Lisier en surface) 45
Tableau 3.8 - Résultats statistiques des effets d'interaction (Lisier enfoui) 46
Tableau 5.1 - Comparaison entre NTK (ppm) et bx/bt pour l'interaction délai épandage-pluie x taux d'épandage en surface 81
Tableau 5.2 - Rapport bx/bt mesurés dans l'eau de ruissellement à l'interaction entre le taux d'épandage et l'intensité de pluie 83
Tableau 5.3 - Comparaison entre NTK (ppm) et bx/bt pour l'interaction entre l'intensité de pluie (22 mm/h) et le taux d'épandage en surface 85
Tableau 5.4 - Toxicité des eaux de ruissellement agricole et du lisier de porc mesurée avec *S. capricornutum* 93
Tableau 5.5 - Concentration des eaux de ruissellement et du lisier de porc avec potentiel eutrophisant 96

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 - Schéma du simulateur de pluie 18
Figure 3.2 - Disposition des boîtes de sol sous le simulateur 19
Figure 3.3 - Dispositif d'épandage 21
Figure 3.4 - Cadre méthodologique 24
Figure 3.5 - Plan expérimental 30
Figure 3.6 - Procédure sur le terrain 31
Figure 3.7 - Calibration du simulateur de pluie 32
Figure 3.8 - Résumé du test de fertilité avec *S.capricornutum* 34
Figure 4.1 - Variation du rapport bx/bt en fonction du mode d'épandage 49
Figure 4.2 - Variation du rapport bx/bt en fonction du taux d'épandage 51
Figure 4.3 - Variation du rapport bx/bt en fonction du taux d'épandage (Données avec lisier en surface) 53
Figure 4.4 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction taux (T2) x délai (Données avec lisier en surface) 59
Figure 4.5 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D0) x taux (Données avec lisier en surface) 60
Figure 4.6 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D1) x taux (Données avec lisier en surface) 62
Figure 4.7 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D2) x taux (Données avec lisier en surface) 63
Figure 4.8 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D0) x intensité (Données avec lisier en surface) 64
Figure 4.9 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I1) x taux (Données avec lisier en surface) 66
Figure 4.10 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I2) x taux (Données avec lisier en surface) 67
Figure 4.11 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I2) x délai (Données avec lisier enfoui) 69

1 . INTRODUCTION

Au Canada, la quantité d'eau par habitant est la plus grande au monde (Healey et Wallace, 1987). Malgré cet état de fait, des problèmes d'approvisionnement et de qualité commencent à se manifester à certains endroits. En même temps, des problèmes envahissants comme les pluies acides, les dépôts non-étanches de déchets compromettent une partie importante des ressources aquatiques (Healey et Wallace, 1987). Depuis quelques années, l'érosion hydrique sur les sols cultivés est aussi reconnue comme ayant un impact négatif sur le milieu aquatique (C.P.V.Q., 1986).

Il est bien connu que l'entraînement des matières nutritives vers le milieu aquatique constitue un facteur d'impact qui accélère l'eutrophisation et contribue aux pertes de qualité de l'eau. Ce phénomène est connu sous le nom de pollution diffuse; il a été étudié sous de multiples aspects.

Au Québec, c'est l'avènement des élevages intensifs, surtout dans le domaine porcin, qui a engendré un problème de disposition de quantités importantes de purin accentuant grandement les risques pour l'environnement (Simard, 1977). Les productions animales du Québec génèrent annuellement 25 millions de mètres cubes de fumier et de lisier dont la composition chimique est principalement l'azote, le phosphore et le potassium, des éléments essentiels à la croissance des plantes. On peut dès lors envisager diverses utilisations des effluents d'élevage en terme d'engrais agricole. Il s'agit là, d'une technique couramment utilisée au Québec pour le recyclage de ces éléments nutritifs.

Toutefois, les conditions d'épandage au Québec sont difficiles: les hivers sont longs et le temps propice à l'épandage de quantités volumineuses est court et ce, sans tenir compte des conditions météorologiques qui peuvent écourter davantage les périodes d'épandage. A cause de ces conditions, l'utilisation de taux excessifs de fertilisant animal est fréquent, ce qui augmente les risques de pollution des eaux de surface et souterraines (MENVIQ, 1988).

Il faut signaler que la plupart des études portant sur les eaux de ruissellement agricole se sont concentrées exclusivement sur l'étude de variables physico-chimiques. Aucune étude ne traite de la bio-disponibilité des nutriments et des substances toxiques susceptibles d'être diffusés dans les eaux de surface.

Ce travail comble cette lacune par l'utilisation du test de potentiel de fertilité (PF) avec l'algue *S. capricornutum* (*Selenastrum capricornutum*). Les résultats permettent d'estimer la toxicité et le potentiel eutrophisant des eaux ruisselant de sols ayant subi différents traitements en relation avec les doses de lisier de porc, les modes d'épandage, les délais entre l'épandage et le premier événement pluvieux et diverses intensités de pluie. La toxicité et le potentiel eutrophisant ne sont pas seulement évalués pour les eaux de ruissellement agricole échantillonnées, mais plutôt pour une gamme de concentration. Celle-ci permet d'améliorer la connaissance des conditions qui peuvent affecter la croissance de *S. capricornutum*, autant en terme de dilution que de traitements subis par les eaux de ruissellement agricole.

2 . ÉTAT DES CONNAISSANCES

2.1 LE LISIER DE PORC

Les difficultés engendrées par l'utilisation du lisier de porc au Québec sont reliées aux quantités énormes de déjection qui y sont produites annuellement, soit 24 millions de tonnes (Bureau de la statistique du Québec, 1980) et à la densité élevée des élevages porcins dans un même bassin versant. Les statistiques disponibles à ce sujet concernant le bassin de la rivière Yamaska, l'embouchure de la rivière Maskinongé et celle de la rivière l'Achigan sont éloquentes (Culley et Barnett, 1984). Ainsi, en 1981, 90% du cheptel porcin était concentré sur 57% du territoire alors qu'en 1951 ce même pourcentage s'étalait sur 90% du territoire (Statistique Canada, 1951; 1981).

Toutefois, les épandages de déjections animales sur sols agricoles demeurent des pratiques courantes pour diverses raisons: premièrement, le manque de solutions de rechange pour éliminer ces produits, deuxièmement, la valeur des éléments nutritifs apportés au sol et troisièmement, les faibles coûts des effluents d'élevage comparativement à l'utilisation des engrais chimiques. Les qualités du fumier comme amendement au sol sont non négligeables surtout en termes de valeur fertilisante et d'apport en matière organique. Ainsi, en se basant sur des données expérimentales, on constate que les impacts de la matière organique sur le sol sont significatifs. Selon le MAPAQ (1983), la matière organique augmente la quantité d'humus du sol, le taux

d'infiltration et sa capacité de rétention en eau; par conséquent, il s'y produit une diminution du ruissellement. De plus, le sol deviendrait plus meuble et moins fragile à l'érosion (MAPAQ, 1983). On y remarquerait également, selon la même source, des augmentations de la capacité d'échange, du réchauffement, de l'activité des micro-organismes et du rendement des cultures.

Malgré ces avantages, la disposition massive du lisier reliée à la densité élevée des élevages intensifs de porcs a des répercussions négatives sur l'environnement. Pour comprendre ces conséquences, deux facteurs importants doivent être pris en considération, soit le potentiel eutrophisant et le potentiel toxique du lisier de porc: ces deux variables contribuent à la dégradation du milieu aquatique et compromettent la ressource en eau.

Le potentiel toxique du lisier de porc est associé à des éléments comme le cuivre et le zinc (Harmon et Duncan, 1978). De plus, ces déjections supportent des populations de coliformes considérables qui sont de trois à quatre fois plus élevées que dans les déjections humaines. Ces populations peuvent contenir des bactéries pathogènes et causer certaines maladies comme des salmonelloses, des leptospiroses, l'anthrax, la brucellose, l'érysipèle et des colibacilloses (Massé, 1981). L'évolution des dangers pour le milieu aquatique reliés aux épandages de lisier de porc ont généré plusieurs travaux de recherche qui couvrent des aspects touchant à la pollution diffuse et aux eaux de ruissellement. Ils seront d'ailleurs présentés à la section suivante (2.2).

Quant au potentiel eutrophisant du lisier, il est lié à sa composition. En effet, le lisier est composé en grande partie d'eau, soit 92%, et de nourriture non digérée, puisqu'en moyenne 75%

de l'azote, 80% du phosphore et 87% du potassium de la ration alimentaire ne sont pas retenus par l'animal (Taiganides et Hazen, 1966; Azevedo et Stout, 1974; Brady, 1974 *in* Thompson *et al*, 1987). Aussi, le lisier contient des fibres cellulosiques ayant échappé à l'action des bactéries. A cause de sa grande concentration en matière organique, le lisier requiert, pour sa décomposition, une quantité importante d'oxygène (Thompson *et al*, 1987). Les principales caractéristiques des lisiers de porc québécois sont résumées au tableau 2.1 (Vallée, 1989).

2.2 POLLUTION DIFFUSE ET EAUX DE RUISSELLEMENT

La pollution diffuse est causée par les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines, des chantiers de construction, des forêts, des terres cultivées et des exploitations minières (Couillard et Lefebvre, 1986; Couillard et Tyagi, 1988; 1990; Ritter, 1986). En 1984, le USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) déclarait ce type de pollution comme étant la cause première des problèmes non solutionnés sur la qualité de l'eau aux États-Unis et identifiait les activités agricoles comme la source de pollution diffuse la plus répandue (USEPA, 1984). Les polluants diffus agricoles sont principalement composés de matières en suspension, de substances organiques, de matières nutritives, de certaines substances potentiellement dangereuses comme des pesticides et des minéraux, etc. (Bernard, 1986). Novotny et Chesters (1981) quantifiaient les sédiments transportés dans les ruisseaux et les rivières de l'ensemble des États-Unis, à plus de quatre billions de tonnes annuellement. Presque la moitié de ces sédiments proviennent de 170 millions d'hectares de terres agricoles. De plus, de grandes quantités de

Tableau 2.1 Caractéristiques des lisiers de porcs québécois

Paramètre	Unité	Critère de qualité		
		limite inférieure	valeur moyenne	limite supérieure
Matières sèches	g/L	38,0	56,0	74,0
Matières volatiles totales	%	73,8	77,0	80,0
DBO_5	g/L	13,4	19,8	35,0
DCO	g/L	37,6	52,4	80,0
Azote total	g/L	4,8	6,1	7,4
Azote ammoniacal	g/L	3,1	3,9	6,0
Phosphore total	g/L	1,4	1,9	2,4
Potassium	kg/t.m.	26,7	41,0	55,3
Magnésium	kg/t.m.	12,5	21,4	30,3
Calcium	kg/t.m.	28,5	50,0	71,4
Fer	kg/t.m.	0,17	2,67	9,64
Coliformes totaux	ind/ml	$2,4x10^5$	$7,8x10^6$	$2,4x10^7$
Coliformes fécaux	ind/ml	$9,2x10^4$	$0,8x10^6$	$2,4x10^7$
Streptocoques	ind/ml	$7,0x10^4$	$4,3x10^6$	$8,1x10^6$
Conductivité	umhos	14 200	19 393	30 000
Alcalinité $CaCO_3$	g/L	3 200	9 940	19 500
pH		6,3	7,0	7,6

t.m. = tonne métrique de matières solides totales
Source: Données du ministère de l'Environnement, tiré de Vallée, 1989

matières organiques décomposables provenant elles aussi de sources diffuses, peuvent former des dépôts de boue indésirables dans les eaux de surface (Novotny et Chesters, 1981) modifiant ainsi le milieu aquatique.

La pollution diffuse se manifeste lors, et suite à des événements pluvieux. Les eaux de ruissellement provenant de sources diffuses varient d'intensité non seulement selon l'importance des événements pluvieux mais aussi en fonction d'autres facteurs comme le type et l'usage du sol, la topographie, la densité du réseau hydrographique, la proximité de ce réseau etc. (Bernard, 1986; Couillard et Lefebvre, 1986; Couillard et Tyagi, 1988; 1990). La comparaison entre certaines caractéristiques des sources de pollution diffuse et celles de la pollution ponctuelle est présentée au tableau 2.2.

Le ruissellement agricole, responsable d'une partie importante de la pollution diffuse, se produit initialement sous l'effet du processus de l'érosion. Ce processus résulte de l'impact des gouttes de pluie à la surface du sol. Sous le martèlement, les particules de sol se détachent et sont emportées en suspension dans la lame d'eau à la surface du sol. Ces particules tendent à colmater les pores du sol et à former une croûte de battance qui réduit la perméabilité du sol. A ce moment, l'eau commence à ruisseler et, en pente suffisamment forte, la vitesse de l'eau accentue le processus de détachement initié par l'impact des gouttes de pluie (C.P.V.Q., 1986).

La pollution diffuse affecte la qualité des eaux de surface mais aussi la qualité des eaux souterraines. En condition agricole, Ritter (1986) observe que les sources de pollution diffuse proviennent de l'érosion des sols et de la sédimentation, des déchets d'origine animale, des fertilisants, des pesticides et des rejets des eaux d'irrigation.

Tableau 2.2 - Caractéristiques reliées à des sources diffuses et ponctuelles de pollution

Sources diffuses	Sources ponctuelles
1.Manifestation lors des événements pluvieux	1.Manifestation constante dans le temps
2.Entrée diffuse dans le cours d'eau. Transit terrestre plus ou moins long	2.Déversement direct dans les cours d'eau récepteurs
3.Sources exactes difficilement localisables. Sources réparties sur l'ensemble du territoire	3.Sources localisées sur le territoire
4.Effet négligeable d'une source individuelle. Impact provenant de l'effet cumulatif	4.Effet important d'une source individuelle
5.Grandes variations de la charge polluante. Variations de plusieurs ordres de grandeur	5.Charge relativement constante dans le temps
6.Plusieurs facteurs incontrôlables	6.Facteurs contrôlables
7.Paramètres les plus concernés: matières en suspension, matières nutritives, substances toxiques	7.Paramètres les plus concernés: DBO, oxygène dissous, matières nutritives, matières en suspension
8.Impact maximal à la suite d'un événement pluvieux	8.Impact maximal lors des étiages
9.Réduction des impacts par la prévention et la réduction des charges émises	9.Réduction des impacts par le traitement des charges produites

Source: Novotny et Chesters, 1981

Notons que l'entraînement des matières nutritives dans le cours d'eau est problématique pour l'environnement puisque l'excès en azote et en phosphore provoque une surproduction de la flore aquatique. Ainsi, il se produit une augmentation des macrophytes, des algues périphytiques et planctoniques dans les zones littorales et pélagiques (Vollenweider, 1968; Couillard et Trudel, 1981) provoquant une eutrophisation accélérée du cours d'eau (Bouchard, 1986;

C.P.V.Q., 1986; Campbell, 1988). Aussi, les matières solides créent une turbidité élevée et réduisent la pénétration de la lumière dans le milieu. Le taux de sédimentation s'en trouve augmenté, rehaussant les fonds des plans d'eau et modifiant ainsi leur structure et leur composition chimique (C.P.V.Q., 1986). Toutes ces modifications ont pour conséquence de provoquer des perturbations majeures dans la vie aquatique ou même d'entraîner la mort des poissons (Ritter, 1986). Il ne faut pas oublier comme conséquence, l'impossibilité d'utiliser ces cours d'eau à des fins récréatives. (Bouchard, 1986).

Dans le but d'exercer un contrôle sur les processus de la pollution diffuse, quelques modèles mathématiques ont été développés: ANSWER (Beasley et Huggins, 1981), GAMES (Cook *et al*, 1985), CREAMS (Knisel, 1980) etc. De plus, divers types de caractérisations ont été effectués sur des eaux de ruissellement pour en déterminer la composition, et ainsi permettre de mieux comprendre la nature des variables impliquées dans ce type de pollution.

Les variables les plus fréquemment caractérisées sur les eaux de ruissellement sont de type microbiologique et chimique; ces deux types sont d'ailleurs décrits ci-après.

Études microbiologiques des eaux de ruissellement:

Les micro-organismes pathogènes contenus dans les déjections animales peuvent se retrouver, suite à un épandage, dans l'eau potable et l'eau de baignade (Ritter, 1986). Ils représentent un risque pour la santé humaine et animale (Culley et Phillips, 1982) puisque des

souches de tuberculose bovine, de Salmonelle et de Choléra peuvent se retrouver autant dans les eaux de surface que souterraine (Krider, 1988). C'est suite à un déversement ponctuel de déjections, à un transfert par les eaux de ruissellement en provenance de sols fertilisés avec de l'engrais organique ou à l'accession des animaux aux plans d'eau, que des organismes pathogènes contaminent l'eau de surface. L'épandage sur un sol perméable peut également entraîner une contamination de l'eau souterraine (Coté, 1990). Aux États-Unis, Novotny et Chesters (1981) estiment la proportion de coliformes fécaux et totaux de sources diffuses à plus de 98% de la charge totale.

Les études démontrent que la qualité bactérienne des eaux de ruissellement, suite à l'application d'engrais organique au printemps ou à l'automne, n'est pas affectée par le taux d'épandage et le temps d'application à condition que l'incorporation au sol des déjections soit faite rapidement (Culley et Phillips, 1982; Patni *et al*, 1982).

Il en est autrement pour les conditions hivernales, puisque des épandages sur sols gelés ou enneigés résultent en une population microbienne significativement plus élevée dans l'eau de ruissellement qu'en d'autres temps d'application (Culley et Phillips, 1982).

<u>Études chimiques des eaux de ruissellement:</u>

L'azote et le phosphore contenus dans les engrais animaux sont reconnus comme étant les éléments chimiques les plus contraignants puisqu'ils causent une eutrophisation accélérée

des lacs et des cours d'eau (Ritter, 1986). En fait, la pollution diffuse dans son ensemble contribue à environ 80% de la charge totale en azote et plus de 50% de la charge en phosphore dans les eaux réceptrices aux États-Unis (Novotny et Chesters, 1981). En rapport à l'application d'engrais animal, certaines pratiques agricoles douteuses faites aux champs expliquent bien pourquoi des quantités importantes de nutriments se retrouvent dans les eaux de surface. Par exemple, les taux d'épandage excessifs augmentent la quantité d'azote et de phosphore présents dans les eaux de ruissellement (Duthion, 1981; Reddy *et al*, 1980; Long, 1979). Toutefois, avec des taux d'épandage faibles, les concentrations et les charges en divers polluants sont faibles (Mc Caskey *et al*, 1971). Néanmoins, la possibilité de retrouver des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement diminue avec le temps suivant l'épandage (Westerman et Overcash, 1981). Ils affirment aussi que le mode d'épandage est également important puisque l'incorporation des déjections diminue la contamination dans l'eau de ruissellement.

Pour ce qui est du phosphore plus particulièrement, des études sur la disponibilité potentielle pour les algues ont été effectuées en utilisant l'approche chimique comme le dosage du phosphore suite à une extraction au NaOH (Young *et al*, 1985; Bédard, 1989) ou à une extraction avec une résine d'hydroxy-aluminium (Wendt et Corey, 1980). La quantité de phosphore ainsi extraite est correlée à la quantité de phosphore bio-disponible pour les algues lors de bioessais (Huettl *et al*, 1979). Cependant, cette approche néglige la présence de composés toxiques (Young *et al*, 1985) qui peuvent grandement altérer le milieu aquatique.

D'autres études physico-chimiques, comme des mesures de DBO-DCO, le contenu en sels et en matière organique, ont été effectuées sur des eaux de ruissellement.

DBO-DCO:

Les eaux de ruissellement provenant de zones d'élevage intensif se caractérisent par des demandes biologiques et chimiques élevées en oxygène (Couillard et Cluis, 1980a; 1980b). Ces mesures élevées de DBO et DCO compromettent alors les réserves en oxygène des cours d'eau ou des lacs et peuvent ainsi perturber la vie aquatique (Ritter, 1986). Comparativement à des sols fertilisés chimiquement, les sols fertilisés avec des déjections animales ont des valeurs de DBO plus élevées (Long, 1979).

Dans la littérature, plusieurs études identifient les facteurs qui influencent les mesures de DBO et de DCO. Les facteurs les plus souvent rapportés sont le mode d'épandage et le délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux. Ainsi, des teneurs plus élevées en DBO peuvent être observées suite à un événement pluvieux se produisant immédiatement après l'épandage de lisier ou de fumier comparativement à un délai épandage-pluie de quelques jours (Sherwood et Fanning, 1981). Passant d'un délai épandage-pluie de 0 à 24 heures, Ross *et al* (1979) ont observé une diminution de la mesure de DCO dans les eaux de ruissellement. Annuellement, les tendances à la hausse des mesures de DCO-DBO demeurent stables dans le temps (Long, 1979). Cependant, Sherwood (1980) observe pour sa part, que suite à des applications hivernales de déjections, il se produit une diminution régulière de la DBO.

Une autre façon de diminuer la mesure de DBO dans l'eau de ruissellement est d'enfouir les déjections dans le sol. Avec ce mode d'épandage, aucune différence ne persiste entre les sols avec ou sans engrais animal (Long *et al*, 1975). Dans ce sens, une étude de Ross *et al* (1979) montre une valeur de DBO qui est 72 fois plus élevée pour un épandage de surface par rapport à l'injection des déjections animales.

Concentration en sels et matière organique:

Les engrais animaux contiennent des concentrations en sels grandissantes à cause des caractéristiques des rations alimentaires consommées par le cheptel. Ritter (1986) affirme qu'il peut se produire des accumulations de sels dans le sol suite à des épandages excessifs et que ces accumulations diminueraient les rendements aux champs et augmenteraient les risques de lessivage vers les eaux souterraines. La matière organique, pour sa part, peut se retrouver dans l'eau de surface et lui conférer une couleur indésirable, un mauvais goût et une mauvaise odeur (Ritter, 1986), tout en diminuant les concentrations en oxygène dissous (Vallée, 1989).

2.3 MESURES DU POTENTIEL DE FERTILITÉ

Les différentes variables discutées précédemment dans la section 2.2 informent sur la qualité physico-chimique ou microbiologique des eaux de ruissellement agricole. La biodisponibilité des éléments qui la composent n'est cependant pas considérée, ce qui contraint l'estimation de la toxicité et du potentiel eutrophisant de ces eaux.

Cette lacune peut être adéquatement combler par l'utilisation de tests de fertilité avec l'algue *S. capricornutum*. Les considérations qui suivent permettent d'ailleurs de le démontrer, alors que les caractéristiques du test présentées à la suite, permettent d'apprécier les avantages de son utilisation. D'abord, il est bien connu que les effets potentiels des toxiques ou des polluants sur le biota ne peuvent être déterminés adéquatement qu'à partir d'analyses physico-chimiques (APHA, 1980). Ainsi, si l'on considère l'ensemble du biota, l'utilisation de bioessais avec algues peut être justifiée puisque le phytoplancton constitue le premier maillon de la chaîne alimentaire. Par conséquent, les maillons supérieurs risquent d'être affectés par des altérations dans la croissance et la biomasse de ce phytoplancton (Christensen et Scherfig, 1979; Couture *et al* 1981; Couillard, 1982). L'utilisation du potentiel de fertilité pour évaluer les dangers de certaines pratiques sur l'environnement, de même que les nombreuses applications qui en sont faites semble indiquer que les résultats sont précis, consistants, (Raschke et Schultz, 1987; Couture *et al*, 1985; Chiaudani et Vighi, 1978) et que la méthode est simple et économique (Van Coillie *et al*, 1983; Wong et Couture, 1986; Raschke et Schultz, 1987). Comme autres avantages, notons qu'il n'est pas nécessaire de retrouver *S. capricornutum* dans le milieu et qu'en plus, les problèmes des études utilisant les espèces indigènes sont éliminés (Raschke et Schultz 1987). Mentionnons également que ce test de type sous-léthal chronique est considéré comme étant plus sensible que les bioessais dits conventionnels (Joubert, 1983).

En fait, le PF détermine la biomasse totale d'algues que supporte l'eau dans des conditions physiques optimales sans tenir compte des interrelations entre les espèces. Les limites de ce test précisent et déterminent son utilisation à savoir: identifier les facteurs chimiques limitant la croissance des algues, évaluer les concentrations biodisponibles de ces facteurs chimiques et quantifier la réponse biologique à leurs changements de concentrations (Raschke et Schultz, 1987). Néanmoins, l'utilisation d'analyses chimiques demeure nécessaire pour déterminer la toxicité d'un échantillon et ses facteurs chimiques (Greene *et al*, 1975; Joubert, 1983; APHA, 1985). Toutefois, en égard au PF, une chose très importante doit être retenue: en aucun temps une interprétation sur le milieu récepteur n'est réalisable, il s'agit d'une évaluation des risques (Raschke et Schultz, 1987).

Ce sont Greene *et al* (1975) qui furent les premiers à travailler simultanément avec des tests de PF et des analyses chimiques sur des échantillons prélevés des cours d'eau comportant des problèmes de pollution reliés à des déchets municipaux, industriels et agricoles. La détermination de constantes capables de prédire la production totale de l'algue *S. capricornutum* à partir d'analyses chimiques avait été effectuée à priori par Shiroyama *et al* (1974). En effet, en appliquant ces constantes aux analyses chimiques de l'azote inorganique et de l'ortho-phosphate, le résultat du produit obtenu le plus bas représente la production potentielle de l'algue dans des conditions idéales, c'est-à-dire en l'absence de substances toxiques et en présence de tous les autres nutriments essentiels à sa croissance. Il s'agit ensuite de comparer cette production

maximale potentielle d'algues avec la production réelle de l'algue (PF) pour ainsi évaluer l'expression ou bien l'inhibition du potentiel de fertilité par rapport aux conditions idéales. De cette façon, on peut déceler la toxicité ou le potentiel eutrophisant d'un échantillon d'eau. L'utilisation d'analyses chimiques validant le test de PF justifie la pertinence de cette procédure. Pour ces raisons, le test de PF combiné à des analyses chimiques seront utilisés. Ainsi, il sera possible dans notre étude de déterminer la toxicité ou le potentiel eutrophisant des eaux de ruissellement agricole provenant de sols ayant subi divers traitements reliés aux épandages de lisier de porc en conditions printanières, d'autant plus qu'elles n'ont jamais été évaluées de cette façon.

3 . MÉTHODOLOGIE

3.1 PRINCIPE

La partie expérimentale de ce travail s'est déroulée à l'intérieur d'un bâtiment de la station de recherche d'Agriculture Canada à Lennoxville (Québec). L'expérience consistait à soumettre des bacs de sol inclinés servant de parcelles d'épandage, à divers traitements. Notre but était d'étudier l'impact d'un événement pluvieux suite aux épandages printaniers de lisier de porc sur la qualité des eaux de ruissellement agricole dont le dispositif expérimental a été décrit dans un travail doctoral sur la qualité physico-chimique des eaux de ruissellement agricole (Gangbazo, 1991 et Gangbazo *et al*, 1990). Mentionnons toutefois que la façon de quantifier ces impacts était différente pour ces auteurs puisqu'ils utilisaient uniquement des analyses physico-chimiques alors que notre étude combine celles-ci à des bioessais avec algues.

3.2 DISPOSITIF TECHNIQUE

A) SIMULATEUR DE PLUIE

Le simulateur de pluie utilisé était celui de la Station de Recherche d'Agriculture Canada à Lennoxville (Québec). Il fut construit d'après le prototype de Meyer et McCune (1958) utilisé aux États-Unis et modifié (Salehi *et al*, 1993) pour des études bien spécifiques sur l'érosion hydrique. La principale qualité de cet appareil est de produire une pluie qui se rapproche des pluies naturelles au niveau de l'énergie cinétique et du diamètre des gouttes

de pluie. L'appareil sur chariot, qui est illustré à la figure 3.1, est monté sur une base d'aluminium de deux mètres de hauteur. L'arrosage, qui s'effectue à l'aide de 12 buses, couvre une superficie de 24 mètres carrés (quatre mètres de largeur par six mètres de longueur) soit une superficie suffisante pour y disposer neuf bacs de sol (figure 3.2). La reproduction des conditions d'arrosage est rendue possible par le déplacement du chariot de 1,83 mètre longitudinalement seulement. Au retour du chariot, les buses sont inopérantes. L'arrosage s'exécute donc toujours dans le même sens, et ce avec de l'eau en provenance de la municipalité de Lennoxville dont quelques caractéristiques chimiques sont décrites au tableau 3.1.

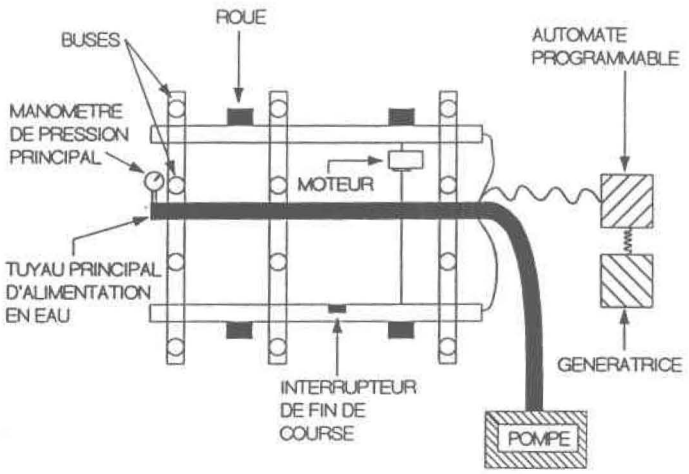


Figure 3.1 - Schéma d'un simulateur de pluie

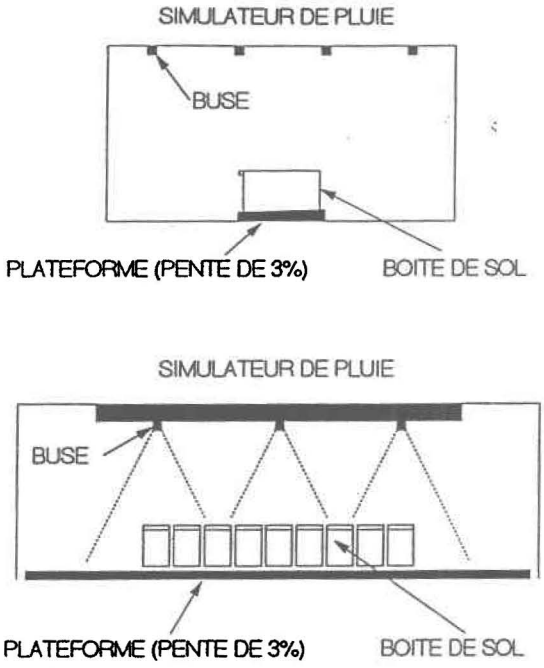


Figure 3.2 - Disposition des boîtes de sol sous le simulateur

Tableau 3.1 - Qualité de l'eau alimentant le simulateur

Paramètre	Concentration (mg/L)
Azote total Kjeldahl (NTK)	1,79
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4$)	1,79
Nitrites et nitrates ($N\text{-}NO_{2;3}$	1,48

B) PARCELLES D'ÉPANDAGE

Les parcelles d'épandage sont des bacs en bois recouvert à l'intérieur de feuilles d'aluminium finies plastique. Un bac mesure 30 cm de largeur, 88 cm de longueur et 46 cm de profondeur, pour une superficie utile de 0,26 mètres carrés. Une extrémité se termine par

une gouttière de cinq centimètres de largeur, 30 cm de longueur et cinq centimètres de profondeur, permettant de recueillir l'eau. Cette dernière est évacuée de la gouttière par un orifice de 1,5 cm de diamètre, le tout étant illustré à la figure 3.3 a).

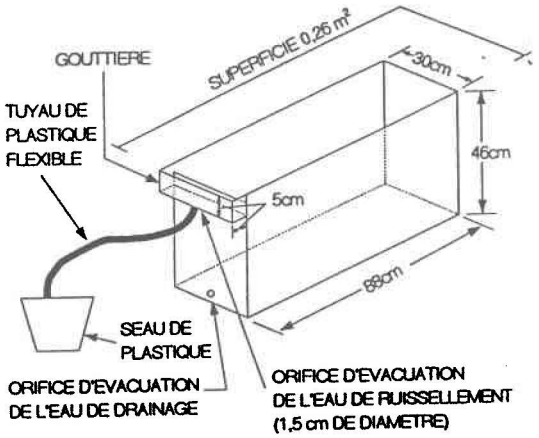
Les parcelles d'épandage étaient comblées selon les deux modes d'épandage du lisier de porc retenus:

-M1: lisier épandu à la surface du sol

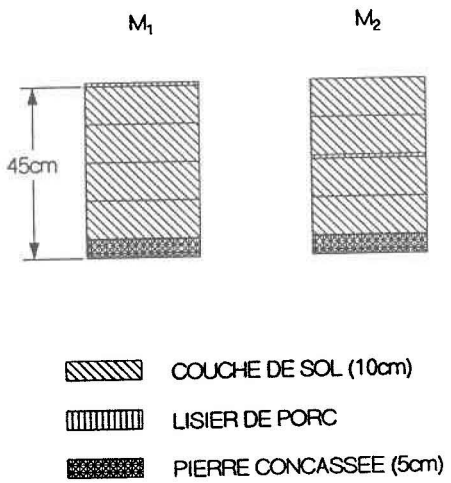
-M2: lisier enfoui dans le sol à 20 cm de profondeur

Dans cas de M2, on étendait d'abord cinq centimètres de pierres concassées lavées (trois à six millimètres de grosseur) puis deux couches de dix centimètres de sol ayant été préalablement tamisé grossièrement (tamis à mailles 1,25 cm de côté). Le lisier était ensuite appliqué puis recouvert de deux autres couches de sol de dix centimètres chacune. La hauteur totale de substrat dans la boîte s'élevait à 45 centimètres. La méthode de remplissage des parcelles d'épandage du mode M1 est similaire à celles utilisées en enfouissement (M2) à l'exception que le lisier est épandu à la surface du sol (figure 3.3 b).

Les eaux de ruissellement étaient recueillies dans une gouttière située au bout des bacs puis acheminées à un seau de plastique via un tuyau flexible. La gouttière ainsi que le seau étaient couverts afin d'éviter une dilution par l'eau de pluie (figure 3.3 a).



a) Schéma d'une parcelle d'épandage



b) Coupe d'une boîte de sol

Figure 3.3 - Dispositif d'épandage

3.3 ESSAIS D'ÉPANDAGE

Les essais d'épandage dont il est question ici ont été réalisés à l'intérieur d'un cadre méthodologique précis, présenté à la figure 3.4. Ce dernier permet de connaître la démarche suivie au cours de cette expérience tant en ce qui concerne les essais d'épandage (activités de terrain) qu'en ce qui a trait aux étapes situées en amont (activités de préparation) et en aval (activités de caractérisation et de traitement). Cette figure permet donc de situer les essais d'épandage par rapport aux autres activités de l'étude. Ainsi, les étapes des essais d'épandage présentées ci-après aux points A) à J) décrivent de façon détaillée toutes les activités qui se sont déroulées sur le terrain.

A) CONDITIONS ARTIFICIELLES

Notre choix s'est arrêté sur des parcelles artificielles situées à l'intérieur plutôt que sur des parcelles naturelles extérieures afin d'être en mesure de mieux contrôler les variables qui font l'objet de la présente étude. En effet, les conditions artificielles permettent non seulement de contrôler l'intensité et la durée de l'événement pluvieux mais surtout l'heure de son arrivée. Un contrôle peut également être exercé sur la température ambiante, l'humidité du sol ainsi que sa densité. De plus, les conditions artificielles sont reproductibles d'une parcelle à l'autre. Enfin, les conditions retenues pour nos essais tendent à se rapprocher des conditions naturelles.

B) PARCELLE D'ÉPANDAGE

Les parcelles d'épandage ont été inspirées d'expériences similaires effectuées sur l'érosion hydrique par Crane *et al* (1981) et Westerman *et al* (1983). Leurs dimensions permettent une manipulation relativement aisée. Leur inclinaison de trois pour-cent a été retenue puisqu'elle correspond aux pentes couramment rencontrées en Estrie pour la culture du maïs (Pesant et Boivin, 1985).

C) TYPE DE SOL

Le sol utilisé pour remplir les bacs est qualifié de loam sablo-argileux Coaticook, plus précisément de podzol humo-ferrique provenant d'un dépôt lacustre. Ses caractéristiques physiques et chimiques sont présentées au tableau 3.2. En fait, ce sol provient de la couche de surface d'une terre en culture qui a été décapée et entreposée à l'intérieur du bâtiment où se déroulait l'expérience. Afin de préserver l'humidité originale du sol, il fut recouvert d'une toile de polythène. L'utilisation du sol de surface, au cours de cette expérience, s'appuie sur l'observation faite par Crane *et al* (1981) qui affirment qu'en conditions naturelles, le lisier appliqué au sol est surtout en contact avec le sol de surface, et ce, pour tous les modes d'épandage.

Pour constituer les parcelles d'épandage, le sol a dû être remanié. Cette technique ne permet malheureusement pas de reproduire tous les processus observés en conditions

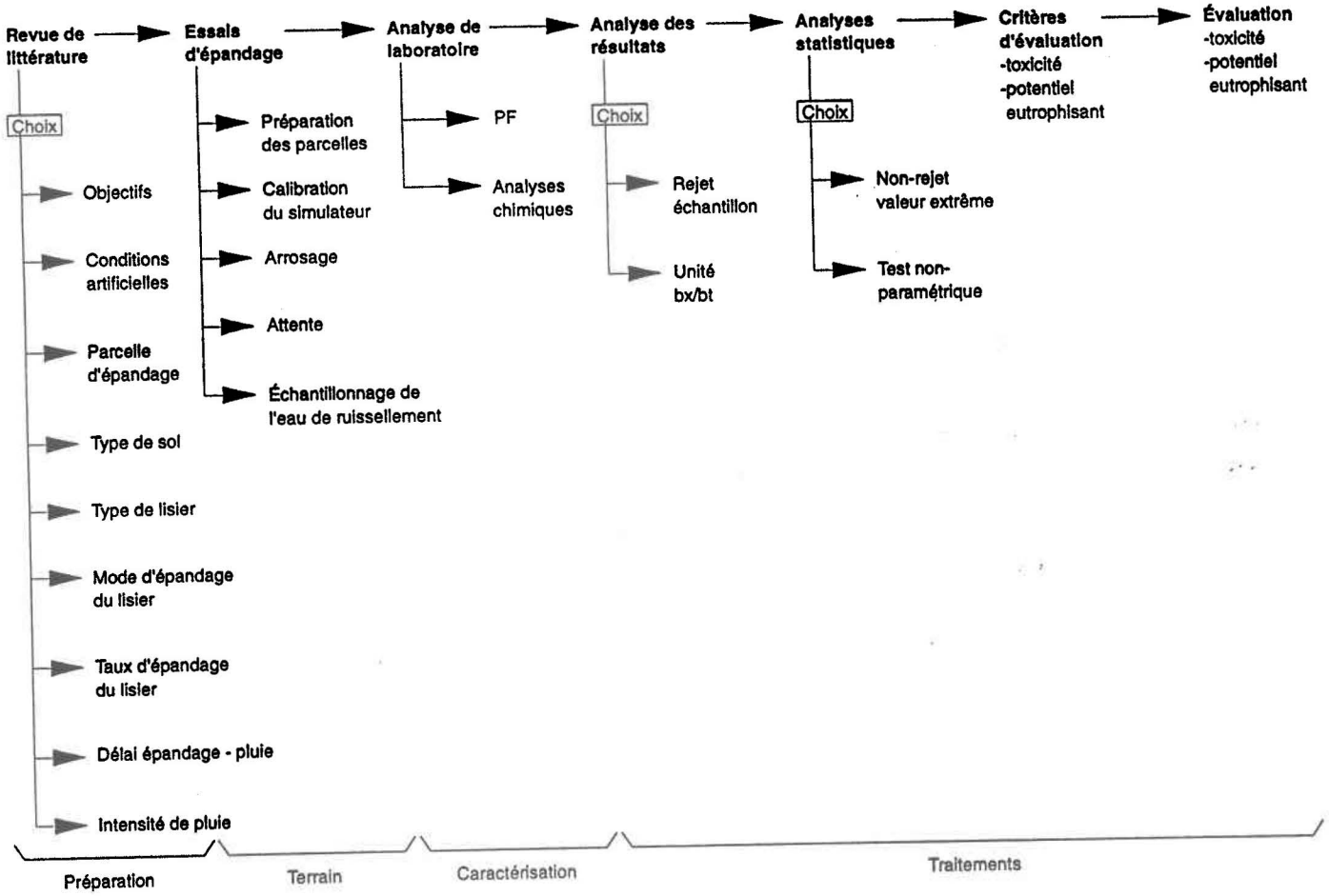


Figure 3.4 Cadre méthodologique

naturelles mais permet d'obtenir des conditions reproductibles et comparables d'une parcelle à l'autre. D'ailleurs, plusieurs travaux de recherche antérieurs, similaires, utilisaient cette technique (Crane *et al*, 1981; Westerman *et al*, 1983).

Pour M1 et M2, les couches de sol de 10 cm étaient compactées à une densité apparente de 1,2, soit la densité apparente du sol non remanié. Il est à noter que les sols d'un à 1,5 fois plus denses que l'eau sont considérés comme des sols moyens.

Tableau 3.2 - Caractéristiques du sol agricole

Paramètre	Unité	Valeur
Granulométrie du sol naturel, non tamisé -sable -silt -argile	%	43,3 28,0 28,7
Densité au champs, sol non remanié	-	1,2
Teneur en eau	% BS	19,8
Teneur en eau (capacité au champs)	% BS	25,0
Matière organique	% BS	4,1
Carbone organique	% BS	3,1
Azote total Kjeldahl (NTK)	mg/L	870,0
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4$)	mg/L	4,2
Nitrites et nitrates ($N\text{-}NO_{2;3}$)	mg/L	12,7
Phosphore total	mg/L	882,7
Orthophosphate (PO_4)	mg/L	32,5

(Tableau tiré de Gangbazo, 1991)

D) LISIER DE PORC

En provenance d'une ferme porcine d'engraissement, le lisier utilisé a été suffisamment homogénéisé pour obtenir une composition uniforme. Il a été par la suite entreposé à des températures variant de 0 à 5° C pour les trois mois de durée de l'expérience. Ce type de lisier a été utilisé parce qu'il était le plus facilement accessible. Ses caractéristiques sont présentées au tableau 3.3.

Tableau 3.3 - Caractéristiques du lisier de porc

Paramètre	concentration (mg/L)
Matières solides	50 000
Azote total Kjeldahl (NTK)	4 485
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4$)	3 372
Nitrites et nitrates ($N\text{-}NO_{2;3}$	8

E) MODE D'ÉPANDAGE

Tel que mentionné précédemment, le lisier de porc a été épandu à la surface ou enfoui à 20 cm dans le sol. La façon de préparer ces deux modes d'épandage est expliquée à la section 3.2 B. Ils ont été retenus comme mode d'épandage puisqu'habituellement, au printemps, les producteurs agricoles du Québec choisissent l'un ou l'autre de ces modes d'épandage.

F) TAUX D'ÉPANDAGE

Les taux d'épandage utilisés sont de zéro (témoin), 150 et 300 kilogrammes d'azote à l'hectare (kg N/ha) soit T0, T1 et T2. En tenant compte de l'analyse du lisier, présentée au tableau 3.3, et de la superficie des parcelles d'épandage (0,26 m^2), les taux d'épandage T0, T1 et T2 représentent respectivement zéro, 0,71 et 1,41 litre de lisier par parcelle d'épandage.

Le taux d'épandage T1 s'approchent des besoins en azote du maïs cultivé sur un sol moyen, soit 180 kg de N/ha (Association des fabricants d'engrais du Québec, 1990). Le sol ne recevant pas de lisier sert de témoin alors que celui recevant 300 kg de N/ha reçoit une double dose.

G) DÉLAI ÉPANDAGE-PLUIE

Une fois les bacs remplis, différents délais entre l'épandage de lisier et un événement pluvieux étaient utilisés. Ces délais étaient d'une heure (D0), de 24 heures (D1) et de 48 heures (D2). Pour les délais épandage-pluie de 24 et 48 heures, les bacs étaient recouverts d'une toile de polythène noir afin de garder l'humidité du sol et d'éviter la volatilisation de l'ammoniac.

Ces délais ont été choisis en fonction des résultats de différentes études faites aux États-Unis au cours des années précédentes (Bottom *et al*, 1983; Westerman et Overcash, 1981; Ross *et al*, 1979). Ces études font état de la possibilité de se baser sur la probabilité

que survienne une pluie au cours des 48 premières heures après l'épandage de lisier pour décider de l'opportunité de procéder à cet épandage. Cette démarche sert à minimiser les pertes de nutriments dans les eaux de ruissellement.

H) INTENSITÉ DE PLUIE

Deux couples intensité-durée de précipitations ont été choisis:

-I1: une pluie de 11 mm/h pendant 142 minutes

-I2: une pluie de 22 mm/h pendant 71 minutes

Pour ces deux intensités de pluie, il s'agit d'une hauteur totale d'eau de 26 mm soit 6,76 litres d'eau. Les épandages de printemps, sujet de notre étude, ont lieu en général entre le 15 avril et le 15 mai. Durant cette période, les pluie simulées ont une période de retour de cinq ans dans la région de Sherbrooke. Cette période de l'année correspond aussi à la préparation du sol et aux semis du maïs, entre autres cultures; donc le sol est alors à nu, sans végétation, comme nos parcelles d'épandage, accentuant ainsi les risques d'érosion et par le fait même les risques de pollution des eaux.

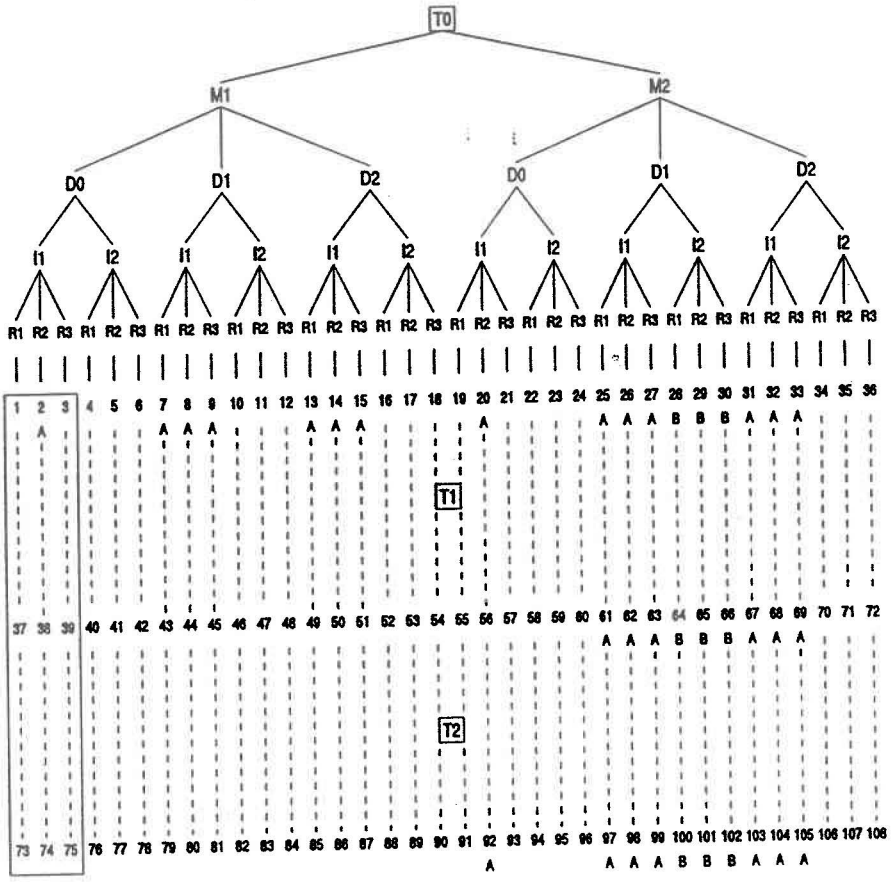
Il est à noter, que pour ladite période du 15 avril au 15 mai, les pluies de cinq millimètres à l'heure (mm/h) et plus ne représentent que 10% des événements pluvieux. Cependant, étant donné que les pluies de 5 mm/h et moins ont été jugées trop faibles pour être simulées

correctement, elles ont dû être éliminées. Les pluies retenues, dans la gamme de 5 mm/h et plus, sont la médiane et 75 percentiles possédant respectivement des intensités de 12,6 et 22 mm/h (Gangbazo *et al*, 1990).

I) PROCÉDURE SUR LE TERRAIN

Le plan expérimental est présenté à la figure 3.5. Il est de type factoriel à trois répétitions comprenant quatre variables: mode et taux d'épandage du lisier de porc, intensité de pluie et délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux à survenir. Seulement neuf parcelles d'épandage pouvaient être placées à la fois sous le simulateur de pluie. Elles devaient toutes être soumises à la même intensité de pluie et il était également plus facile de les soumettre au même délai entre l'épandage et la pluie. Comme trois répétitions étaient effectuées, les neuf parcelles étaient soumises au même mode d'épandage, au même délai entre l'épandage et la pluie et à la même intensité de pluie; cependant, elles étaient soumises à trois taux d'épandage différents (figure 3.5).

Les neuf parcelles étaient préparées selon leur traitement respectif (figure 3.6) puis placées au hasard sous le simulateur. Avant chaque essai, le simulateur était calibré afin de vérifier l'exactitude de l'intensité de pluie (11 ou 22 mm/h) acceptant un coefficient de variation de l'ordre de 10 %. Pour ce faire, les neuf bacs étaient recouverts d'un polythène noir sur lequel étaient alignés huit pots de plastique de dix centimètres de diamètre recevant



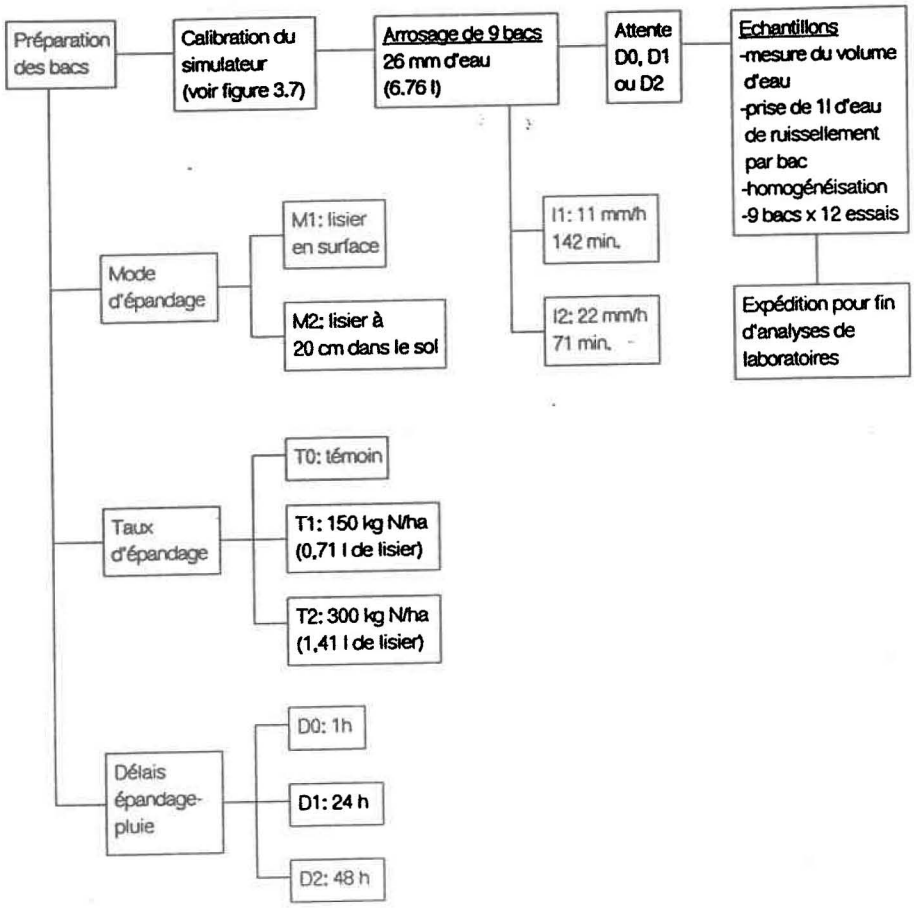
REMARQUES: A: Manque d'eau pour effectuer les bioessais

B: Bioessais non-utilisables; temps de conservation trop long

LÉGENDE:	T: Taux d'épandage	T0	0 kg N/ha
		T1	150 kg N/ha
		T2	300 kg N/ha
	D: Délai épandage-pluie	D0	1 h
		D1	24 h
		D2	48 h
	I: Intensité de pluie	I1	11 mm/h durée 142 min
		I2	22 mm/h durée 71 min
	R: Répétition	R1-R2-R3	Répétition 1-2-3

[]: Boîtes sous le simulateur simultanément

Figure 3.5 - Plan expérimental



LÉGENDE:

T: Taux d'épandage	T0	0 kg N/ha
	T1	150 kg N/ha
	T2	300 kg N/ha
D: Délai épandage-pluie	D0	1 h
	D1	24 h
	D2	48 h
I: Intensité de pluie	I1	11 mm/h durée 142 min
	I2	22 mm/h durée 71 min

Figure 3.6 - Procédure sur le terrain

une pluie durant 15 minutes. Après le calcul de l'intensité de pluie pour chacun des bacs, des modifications de pression à l'entrée du simulateur et/ou à l'entrée de chaque buse pouvaient être effectuées afin de corriger les écarts éventuels de l'intensité de pluie recherchée (figure 3.7). On pouvait ensuite procéder aux essais en effectuant l'arrosage des parcelles à l'aide du simulateur de pluie.

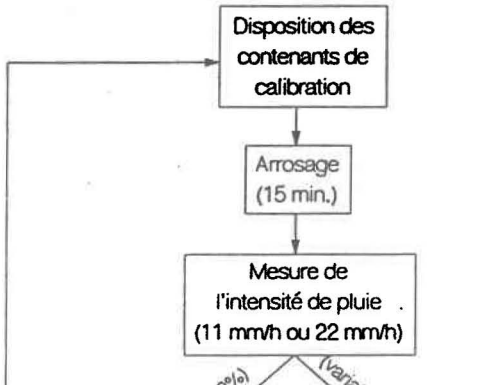


Figure 3.7 - Calibration du simulateur de pluie

J) ÉCHANTILLONNAGE

Une heure après l'arrosage, le volume d'eau de ruissellement de chaque bac était mesuré puisque l'égouttement était à peu près complété. Suite à une homogénéisation de l'échantillon, un litre était recueilli pour effectuer des analyses physico-chimiques servant

à l'étude de Gangbazo (1991) et un second litre servait à effectuer les tests de PF. Malheureusement, certains échantillons ne comportaient pas un volume d'eau suffisant pour permettre la prise du second litre d'eau nécessaire aux tests de PF. Ce manque est occasionné par le fait que le dispositif expérimental était construit au départ pour recueillir uniquement l'eau requise pour effectuer des analyse chimiques. En tout, 27 données sont manquantes pour le test de PF sur un total de 108 échantillons (figure 3.5). L'eau de ruissellement de chaque bac était recueillie et placée dans des bouteilles de polypropylène opaque afin d'éviter le contact avec la lumière. Pour éviter le contact avec l'air, les bouteilles étaient remplies complètement. Les échantillons, lors d'un remisage de courte durée avant l'expédition au laboratoire ainsi que durant le transport, étaient gardés au frais à quatre degrés Celsius (4° C). Ces précautions servaient à prévenir l'altération ou la dégradation des échantillons.

3.4 MESURE ET ANALYSE

A) TEST DE PF SUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT

Les échantillons d'eau étaient acheminés au laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec, sur la rue Einstein à Sainte-Foy, dans les 24 heures suivant leur prélèvement. Un résumé de la méthode de laboratoire pour effectuer le test de PF est illustré à la figure 3.8. Cette méthode fut adaptée de " Standard Method " (APHA, 1975; 1980) et présentée par Joubert (1983). Pour plus de détails concernant cette méthode, on doit se référer

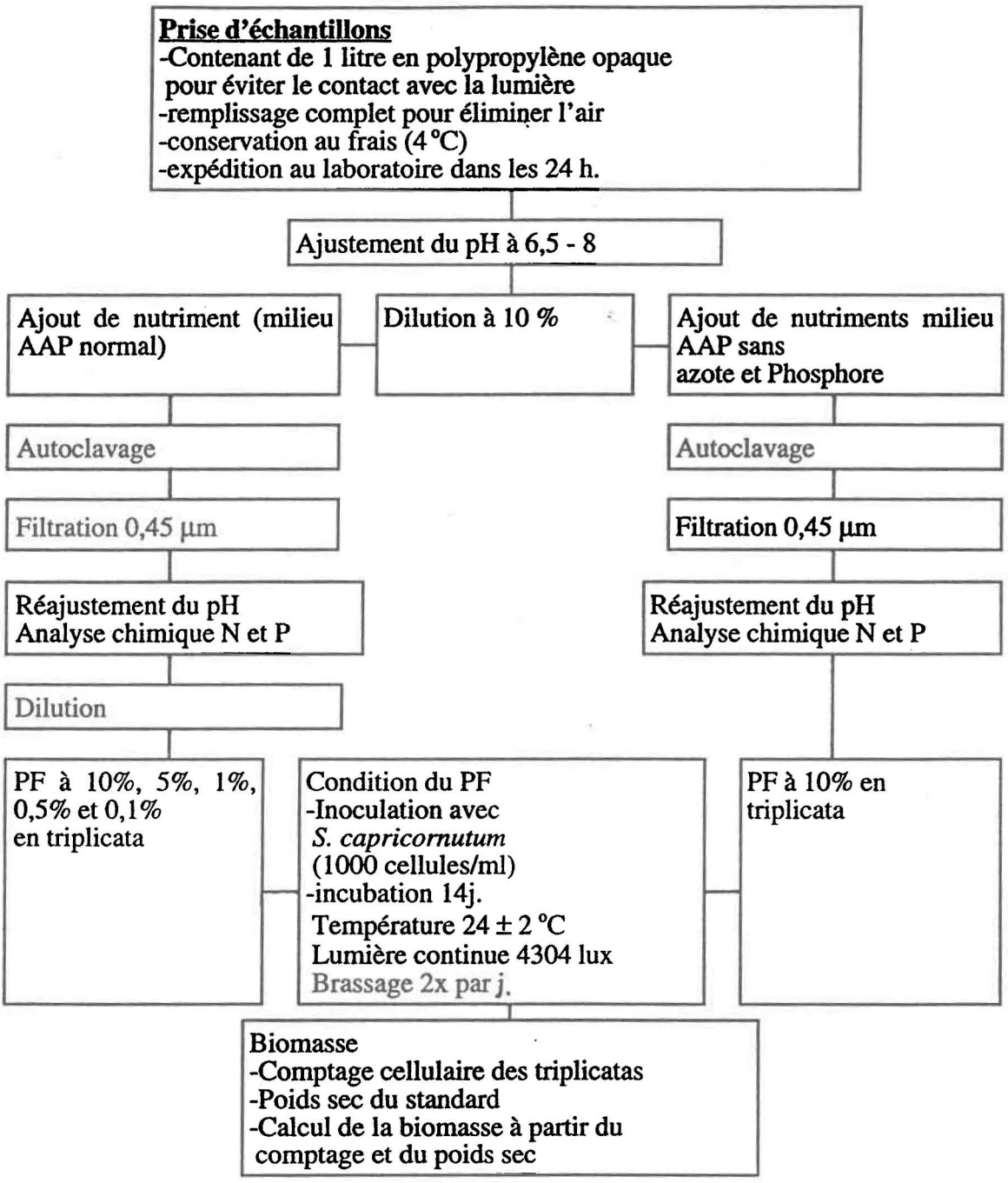


Figure 3.8 - Résumé du test de fertilité avec *S. capricornutum*

aux deux publications ci-haut mentionnées. Notons toutefois que la biomasse d'algue est déterminée à l'aide d'un calcul impliquant à la fois le dénombrement cellulaire de l'échantillon (triplicatas) et le poids cellulaire du standard.

Il est à noter qu'une série de neuf échantillons ont dû être rejetés à cause du temps de conservation trop long au laboratoire, réduisant ainsi le nombre d'échantillons à 72 (figure 3.5). Heureusement, une expertise élaborée des échantillons restant est possible puisque chaque échantillon d'eau de ruissellement représente six valeurs de PF à cause des dilutions qui en sont faites. En effet, l'ajout du milieu AAP (nutriments complets requis pour la croissance de *S. capricornutum*) est effectué en cinq dilutions alors que l'ajout de nutriments sans azote et phosphore comporte une seule dilution (figure 3.8).

La composition du milieu AAP complet est présentée en annexe 1 (Miller *et al*, 1978). Le milieu AAP sans azote et sans phosphore (AAP-N-P) a la même composition que le milieu AAP complet sauf qu'il ne comprend pas d'azote ni de phosphore (NO_3 et PO_4).

B) CALCUL DE LA TOXICITÉ

Pour déterminer la toxicité des eaux de ruissellement agricole soumises à divers traitements décrits dans le cadre de cette étude, on utilisera la classification des unités toxiques telle que définie dans la méthode de mesure de la toxicité utilisée par le ministère de l'Environnement du Québec avec l'algue *S. capricornutum* (Joubert, 1983). Le tableau 3.4 décrit

cette classification.

Tableau 3.4 - Classification des unités toxiques (U.T.)

Unité toxique	Toxicité
1 à 2	Faible
2 à 5	Moyenne
5 à 10	Forte
X>10	Très forte

Il y a toutefois plusieurs étapes à suivre avant d'arriver aux unités toxiques. On doit d'abord calculer le PF théorique qui permet de démontrer si le PF réel s'exprime vraiment. Mentionnons que le PF théorique représente la productivité algale qui aurait dû être obtenue normalement si aucun effet toxique ou stimulant ne s'était manifesté sur *S. capricornutum.* Le pourcentage d'expression du PF réel s'obtient en divisant le PF réel par le PF théorique et en multipliant par 100. Pour obtenir le PF théorique, des facteurs multiplicatifs sont appliqués à l'ortho-phosphate et à l'azote inorganique soit les nitrites, les nitrates et l'azote ammoniacal. Selon Green *et al* (1975), c'est en présence de tous les éléments requis pour sa croissance et en l'absence de produits qui lui sont toxiques que l'algue *S. capricornutum* produira 0,430 mg de matière sèche par litre pour chaque 0,001 mg d'ortho-phosphate par litre. Ce facteur s'applique à condition que la quantité d'ortho-phosphate présente soit plus grande ou égale à 0,01 mg/L sinon l'algue produira seulement 0,1 mg de matière sèche par

litre. Aux mêmes conditions, 0,001 mg/L d'azote inorganique entraînera la production de 0,038 mg de matière sèche de *S. capricornutum* par litre. Les résultats sont statistiquement significatifs à 80% soit plus ou moins 20% (Green *et al*, 1975).

En résumé, les concentrations en ortho-phosphate plus grandes ou égales à 0,01 mg/L sont multipliées par 430, et celles plus petites que 0,01 mg/L le sont par 100. Pour toute concentration d'azote inorganique (mg/L), une multiplication par 38 est effectuée. La valeur la plus petite de ces deux multiplications représente le PF théorique et définit également le nutriment agissant comme facteur limitant pour l'algue.

Ce pourcentage d'expression du PF, décrit précédemment, sert à calculer le pourcentage d'inhibition à l'aide de la formule suivante:

$$\% \text{ inhibition} = 100 - \% \text{ expression du PF}$$

En calculant le pourcentage d'inhibition pour plusieurs concentrations de PF, il est possible de trouver la CI_{50} d'un échantillon d'eau soit la concentration qui inhibe 50% de la population de l'algue *S. capricornutum*. Cette valeur n'est qu'approximative puisqu'elle peut se situer entre deux dilutions à cause du nombre restreint de dilutions disponibles. Mais l'ordre de grandeur étant connu, on obtient une bonne approximation de la toxicité d'un échantillon. Ainsi, la valeur de la CI_{50} permet de calculer la toxicité en terme d'unité toxique qui, elle, s'avère être l'expression de la toxicité en nombre absolu (Sprague et Ramsay, 1965). On

obtient cette dernière en divisant le nombre 100 par la valeur de la CI_{50} obtenue.

C) ANALYSES CHIMIQUES:

Les analyses chimiques effectuées sur tous les échantillons sont les suivantes: le phosphore inorganique dissous, sous forme d'orthophosphates (PO_4 en mg/L de P); l'azote inorganique dissous, sous forme de nitrites, nitrate et d'azote ammoniacal (NO_2, NO_3 et NH_3 en mg/L de N). Ces résultats sont présentés à l'annexe 2. Les méthodes de dosage sont des techniques modifiées de "Standard Methods" (APHA, 1975) appliquées à des "autoanalysers^R" (Joubert, 1983).

Les résultats de ces analyses ne seront pas étudiés tels quels, mais serviront plutôt à calculer la biomasse théorique servant de comparaison à la biomasse réelle dans la discussion de ce travail. Cette procédure permettra ensuite d'évaluer la toxicité et le potentiel eutrophisant des eaux de ruissellement agricole sur *S. capricornutum*.

3.5 EXPRESSION ET TRAITEMENT DES RÉSULTATS

A) CHOIX DE L'UNITÉ

Plusieurs unités peuvent être envisagées pour exprimer la productivité algale. Les cinq unités présentées ci-après ont été déterminées lors d'analyses exploratoires qui ont été effectuées au début de l'analyse des résultats. La première alternative envisageable serait d'utiliser la biomasse algale telle qu'elle est calculée en laboratoire soit en milligramme par

litre (mg/L). De cette façon, le témoin n'est pas pris en considération. La biomasse pourrait cependant être corrigée en fonction du témoin. La biomasse corrigée est la biomasse réelle multipliée par un facteur de correction. Ce facteur est appliqué seulement aux échantillons qui ont un témoin à l'extérieur des valeurs de l'intervalle de confiance de la moyenne de tous les échantillons. L'intervalle de confiance a été trouvé à l'aide du test de T (annexe 3).

Les charges réelles ou corrigées d'algues peuvent également être considérées. Elles sont obtenues dans le premier cas en multipliant la biomasse réelle par la quantité d'eau recueillie et dans le deuxième cas en multipliant la biomasse corrigée par la quantité d'eau de ruissellement obtenue.

Une autre unité qui peut être utilisée est le rapport bx/bt c'est-à-dire la biomasse algale d'un échantillon divisée par la biomasse algale du témoin. Entre les cinq unités envisagées, cette dernière a été retenue parce qu'elle tenait compte du témoin et qu'elle semblait plus simple à traiter dans les analyses statistiques. Le témoin est important à considérer car malgré une quantité équivalente d'algues inoculées dans les témoins, la biomasse de *S. capricornutum* obtenue après 14 jours varie d'un témoin à l'autre.

Ce choix s'appuie également sur des analyses statistiques qui nous révèlent que pour les cinq unités proposées, les différences concernant les effets principaux (tableau 3.5) et les interactions sont identiques.

Tableau 3.5 - Analyses statistiques pour les cinq unités proposées [1]

Unité -> Effet principal	Biomasse réelle	Biomasse corrigée	Charge réelle	Charge corrigée	Rapport bx/bt
Mode d'épandage	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)
Taux d'épandage	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)
Délai	S(0,1)	S(0,1)	S(0,1)	S(0,1)	S(0,1)
Intensité	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.

(1)Test de Kruskal Wallis effectué sur des échantillons en milieu AAP sans azote et sans phosphore

Légende: S(0,01) -»Niveau de signification de 99%
S(0,1) -»Niveau de signification de 90%
N.S. -»Non significatif

Des analyses statistiques ont aussi été effectuées sur des échantillons additionnés du milieu AAP complet, soit avec de l'azote et du phosphore, et ce pour les cinq dilutions utilisées. Dans ce cas également, les résultats se sont avérés semblables pour les cinq unités proposées.

B) RÉSULTATS BRUTS

Les analyses statistiques seront donc effectuées à l'aide des résultats exprimés en rapport bx/bt, c'est-à-dire la biomasse algale supportée par l'échantillon, divisée par la biomasse algale du témoin. Ce témoin croît dans une eau comportant tous les éléments nutritifs requis à la croissance de *S. capricornutum* servant ainsi de référence pour les

échantillons d'eau de ruissellement puisqu'au départ, ils contiennent tous deux la même quantité d'inoculum algale (Joubert, 1983). Les résultats bruts du rapport bx/bt sont présentés en annexe 4.

C) ANALYSES STATISTIQUES

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel Statgraphics version 3.0 (Statistical graphics corporation, 1986) qui permet d'effectuer une variété de tests statistiques tout en visualisant graphiquement les résultats et en tenant compte des données manquantes.

Les données ont été étudiées en trois groupes différents. Premièrement, une analyse d'ensemble a été effectuée sur les 72 échantillons. Les deuxième et troisième groupes présentent, quant à eux, l'analyse des données explorant distinctement les deux modes d'épandage. Cette distinction devrait permettre de faire ressortir les différences de biomasse algale entre les échantillons d'eau de ruissellement provenant de sol où l'épandage du lisier s'est fait en surface comparativement à ceux où l'épandage s'est fait à 20 cm de profondeur.

Ces trois blocs de données comportent six dilutions différentes: l'eau diluée à 10% dans un milieu AAP sans azote et sans phosphore (10% AAP-N-P) et des eaux diluées à 10%, 5%, 1%, 0,5% et 0,1% dans un milieu AAP complet soit un total de 18 populations.

Le test de Chi-carré ou Kolmogorov-Smirnov (pour petite population) a été utilisé pour vérifier la normalité des 18 populations et ainsi justifier l'utilisation d'une analyse de variance. Un niveau de signification plus petit que 0,05 indique qu'une population est non normale. Sur les 18 populations étudiées, 39% s'avèrent être non normales, soit 7 populations sur 18 requérant l'utilisation de tests non-paramétriques. Afin de faciliter les comparaisons entre populations, l'utilisation du test non-paramétrique appelé Kruskall-Wallis a été généralisée à toutes les populations. Notons qu'à cause de la faible quantité de données, les valeurs extrêmes à l'intérieur des trois répétitions par traitement n'ont pas été retranchées. La quantité importante d'échantillons manquants, soit 36 sur 108 (33%), rendait l'utilisation de la totalité des 72 échantillons restants nécessaire afin d'améliorer la représentativité de la population.

D) RÉSULTATS STATISTIQUES

Les résultats statistiques sont présentés au tableau 3.6, (effets principaux) au tableau 3.7 (interactions pour le mode d'épandage en surface) et au tableau 3.8 (interactions pour le mode d'épandage en enfouissement). Les statistiques brutes sont, quant à elles, présentées à l'annexe 5.

Il est important de mentionner que seules les données ayant un niveau de signification de 99% (S=0,01) ont été retenues comme étant significativement différentes les unes des

autres. Une fois reconnues différentes, le test non-paramétrique oblige une seconde analyse. Ainsi, les données doivent être comparées séparément afin de distinguer quelle est ou quelles sont celle(s) qui sont différentes des autres. Cette dernière procédure est nécessaire seulement pour les variables avec plus de deux niveaux, soit le taux d'épandage du lisier et le délai entre cet épandage et le premier événement pluvieux.

Tableau 3.6 - Résultats statistiques des effets principaux[1]

ENSEMBLE DES DONNÉES																		
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
Mode d'épandage	S			S			S			S			S			NS		
Taux d'épandage (kg N/ha)	S	0-150 150-300 0-300	S S S	S	0-150 150-300 0-300	NS S S	S	0-150 150-300 0-300	S NS S	S	0-150 150-300 0-300	NS NS S	S	0-150 150-300 0-300	NS NS S	NS		
Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
LISIER EN SURFACE																		
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
Taux d'épandage (kg N/ha)	S	0-150 150-300 0-300	S S S	S	0-150 150-300 0-300	NS S S	S	0-150 150-300 0-300	S S S	S	0-150 150-300 0-300	S NS S	S	0-150 150-300 0-300	S NS S	NS		
Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
LISIER ENFOUI																		
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
Taux d'épandage	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
Délai	S*			NS			NS			NS			NS			NS		
Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		

* Non valable car données manquantes
(1): Test de Kruskal-Wallis
S: S(0,01) niveau de signification de 99%
NS: Différence non-significative
N.B. Pour chaque concentration, la colonne de gauche détermine si les résultats présentent des différences significatives (S) ou non-significatives (NS). Lorsque les résultats sont significativement différents, les deux autres colonnes permettent de déterminer entre quels traitements se situent les différences significatives dans l'éventualité où plus de deux traitements sont appliqués.

Tableau 3.7 - Résultats statistiques des effets d'interaction (Lisier en surface)[1]

Interaction entre le taux d'épandage et le délai																		
DILUTION -»	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
T0 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
T1 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
T2 x Délai	NS			NS			S	1-24 24-48 1-48	S NS S	S	1-24 24-48 1-48	S NS S	NS			NS		
D0 x Taux	S	0-150 150-300 0-300	S S S	S	0-150 150-300 0-300	NS S S	S	0-150 150-300 0-300	NS S S	S	0-150 150-300 0-300	S S S	NS			NS		
D1 x Taux	S	0-150 150-300 0-300	S* S*(2) S*	NS			NS			NS			NS			NS		
D2 x Taux	S	0-150 150-300 0-300	NS S NS	S	0-150 150-300 0-300	NS S NS	NS			NS			NS			NS		
Interaction entre le délai et l'intensité																		
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
D0 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			S*		
D1 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
D2 x Intensité	NS			NS			NS			S*			NS			NS		
I1 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
I2 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
Interaction entre le taux et l'intensité																		
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP		
I1 x Taux	S	0-150 150-300 0-300	NS S NS	NS			NS			NS			NS			NS		
I2 x Taux	S	0-150 150-300 0-300	S S S	S	0-150 150-300 0-300	NS S S	S	0-150 150-300 0-300	S NS S	S	0-150 150-300 0-300	S NS S	NS			NS		
T0 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
T1 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		
T2 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS		

* Non valable car données manquantes
(1): Test de Kruskal-Wallis
(2): Niveau de signification de 95%
S: S(0,01) niveau de signification de 99%
NS: Différence non-significative
DM: Données manquantes

Légende:

T:Taux d'épandage
- T0 0 kg N/ha
- T1 150 kg N/ha
- T2 300 kg N/ha

I:Intensité de pluie
- I1 11 mm/h durée 142 min
- I2 22 mm/h durée 71 min

D:Délai épandage-pluie
- D0 1 h
- D1 24 h
- D2 48 h

Tableau 3.8 - Résultats statistiques des effets d'interaction (Lisier enfoui)[1]

Interaction entre le taux d'épandage et le délai																						
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP					
T0 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
T1 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
T2 x Délai	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
D0 x Taux	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
D1 x Taux	DM			DM			DM			DM			DM			DM					
D2 x Taux	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
Interaction entre le délai et l'intensité																						
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP					
D0 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
D1 x Intensité	DM			DM			DM			DM			DM			DM					
D2 x Intensité	DM			DM			DM			DM			DM			DM					
I1 x Délai	DM			DM			DM			DM			DM			DM					
I2 x Délai*	S			NS			NS			NS			NS			NS					
Interaction entre le taux et l'intensité																						
DILUTION -» TRAITEMENT	10% AAP-N-P			10% AAP			5% AAP			1% AAP			0,5% AAP			0,1% AAP					
I1 x Taux	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
I2 x Taux	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
T0 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
T1 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS					
T2 x Intensité	NS			NS			NS			NS			NS			NS					

*Seulement 2 délais car D1 manquant
(1): Test de Kruskal-Wallis
S: S(0,01) niveau de signification de 99%
NS: Différence non-significative
DM: Données manquantes

Légende:

T:Taux d'épandage
T0 0 kg N/ha
T1 150 kg N/ha
T2 300 kg N/ha

I:Intensité de pluie
I1 11 mm/h durée 142 min
I2 22 mm/h durée 71 min

D:Délai épandage-pluie
D0 1 h
D1 24 h
D2 48 h

4 . ANALYSE DES RÉSULTATS

L'analyse des résultats s'effectuera en deux temps: premièrement l'analyse des effets principaux et deuxièmement l'analyse des interactions.

Mentionnons que les résultats présentés au bas des figures comportent seulement deux chiffres significatifs suivant la virgule. Les différences entre les niveaux, qui sont présentées dans le texte, seront donc calculées à partir de ces valeurs.

4.1 EFFETS PRINCIPAUX

En ce qui a trait aux effets principaux, les résultats seront d'abord traités dans leur ensemble puis en distinguant le mode d'épandage de lisier utilisé (surface et enfouissement). Les interactions seront, elles aussi, analysées de façon distincte pour les deux modes d'épandage de lisier utilisés.

A) ANALYSES DE L'ENSEMBLE DES DONNÉES

L'ensemble des données a été analysé dans le but d'apprécier les différences entre les deux modes d'épandage du lisier soit l'épandage en surface et l'enfouissement à 20 cm dans le sol.

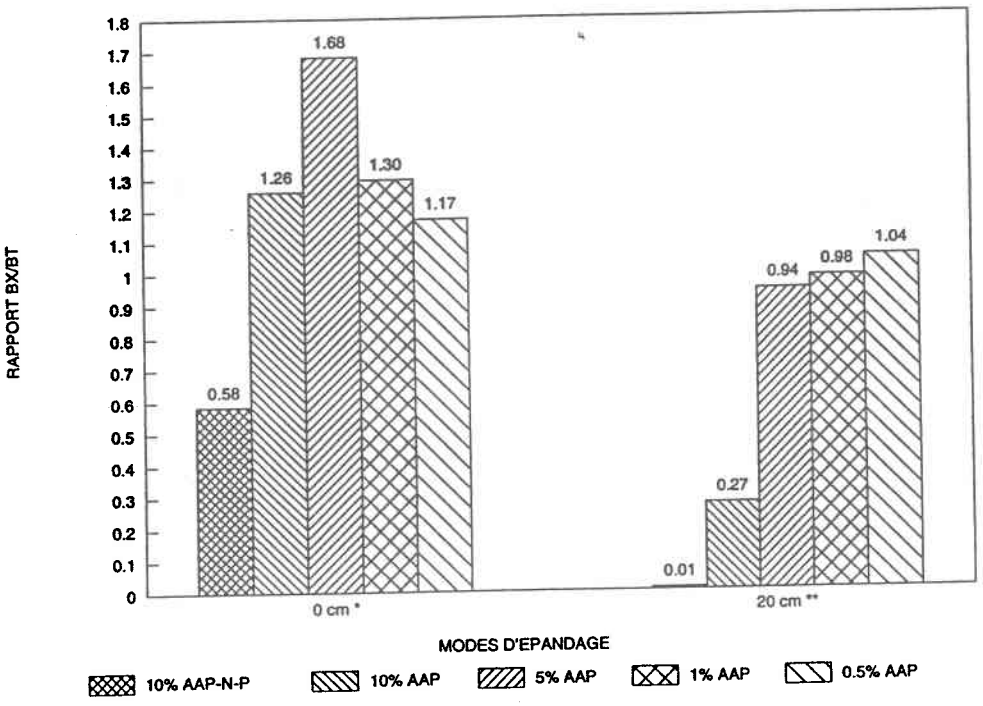
Comme les deux modes d'épandage du lisier montrent des résultats fort différents, les trois facteurs restants, soit le taux d'épandage, le délai entre l'épandage et la pluie ainsi que l'intensité de pluie seront analysés séparément pour chacun des deux modes d'épandage.

Mode d'épandage:

Le mode d'épandage a un effet significatif sur le rapport bx/bt. Cette différence se produit au niveau des eaux de ruissellement diluées à 10% dans le milieu AAP sans azote et sans phosphore (10% AAP-N-P), et pour les dilutions de 10%, 5%, 1% et 0,5% dans un milieu AAP complet. Seulement une eau de ruissellement diluée à 0,1% dans le milieu AAP complet, n'est pas influencée significativement par le mode d'épandage (voir tableau 3.6).

De façon générale, le rapport bx/bt est plus élevé lorsque le lisier est épandu en surface comparativement au lisier enfoui (voir figure 4.1). Cette différence est très évidente pour le milieu AAP-N-P, suivi du milieu AAP complet aux dilutions élevées diminuant à mesure que les dilutions sont plus faibles. En comparant les résultats de l'eau de ruissellement provenant de parcelles avec épandage de lisier en surface à ceux provenant de sol avec du lisier enfoui, le rapport de la biomasse algale (bx/bt) est 58 fois plus élevé pour l'eau de ruissellement diluée à 10% AAP-N-P, moins de cinq fois plus élevé pour la dilution de 10% AAP, 79% plus élevé pour la dilution de 5% AAP, 33% plus élevé pour la dilution de 1% AAP et 12 % plus élevé pour celle de 0,5% AAP (voir bas de la figure 4.1).

Pour les échantillons du lisier en surface, le rapport bx/bt de la biomasse algale le plus élevé (bx/bt=1,68) se retrouve dans l'eau de ruissellement diluée à 5% AAP alors que le plus bas rapport (bx/bt=0,58) est observé à la dilution de 10% AAP-N-P.



MODE D'ÉPANDAGE	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT				
	10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0,5% AAP
0 cm *	0,58	1,26	1,68	1,30	1,17
20 cm **	0,01	0,27	0,94	0,98	1,04

* Épandage en surface.
** Épandage avec enfouissement à 20 cm.

Figure 4.1 - Variation du rapport bx/bt en fonction du mode d'épandage

Les échantillons correspondant aux essais avec lisier enfoui ont la valeur du rapport de la biomasse algale la plus élevée (bx/bt=1,04) à une dilution de l'eau de ruissellement

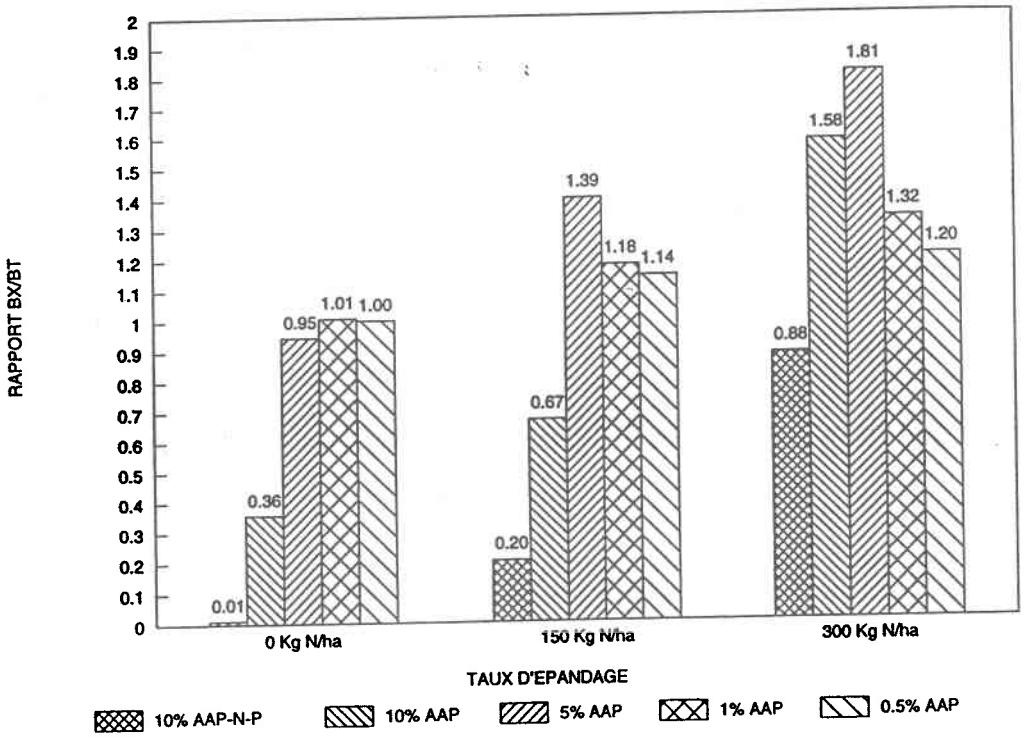
égale à 0,5% dans le milieu AAP, malgré que les valeurs obtenues avec les dilutions de 5 et 1% dans le même milieu AAP soient très près (bx/bt=0,93 et 0,97). Il est à noter que les échantillons dilués à 10% (AAP-N-P) ont un rapport bx/bt presque nul (0,01) (voir figure 4.1).

A titre indicatif, mentionnons que l'effet du taux d'épandage présente également des différences significatives pour l'ensemble des données à toutes les dilutions sauf 0,1% AAP (tableau 3.6). Cette différence concernant le taux d'épandage pour l'ensemble des données est illustrée à la figure 4.2 et ce, malgré l'analyse ultérieure distinguant les modes d'épandage.

Le délai entre l'épandage et la pluie ainsi que l'intensité de pluie, n'ont pas d'effet significatif sur le rapport bx/bt lorsqu'aucune distinction n'est apportée entre les données des deux modes d'épandage.

B) ANALYSE DES DONNÉES DU MODE D'ÉPANDAGE EN SURFACE

Les données du mode d'épandage en surface permettront de déterminer s'il existe une différence significative au niveau des variables suivantes: le taux d'épandage du lisier, le délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux et finalement, l'intensité de cette pluie.



TAUX	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT				
D'ÉPANDAGE	10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0,5% AAP
0 kg N/ha (T0)	0,01	0,36	0,95	1,01	1,00
150 kg N/ha (T1)	0,20	0,67	1,39	1,18	1,14
300 kg N/ha (T2)	0,88	1,58	1,81	1,32	1,20

Figure 4.2 - Variation du rapport bx/bt en fonction du taux d'épandage

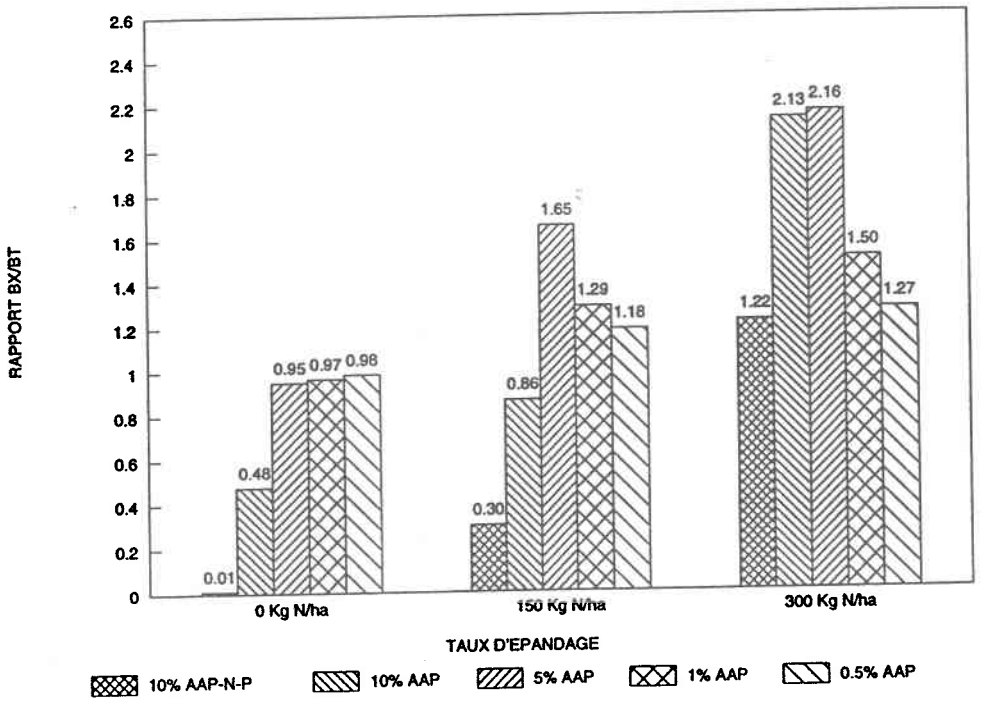
Le taux d'épandage:

Le taux d'épandage a un effet significatif sur le rapport bx/bt. Ces observations ont été notées aux mêmes concentrations que pour l'ensemble des données soit l'eau de ruissellement diluée à 10% dans le milieu AAP-N-P et celle diluée à 10, 5, 1, et 0,5% dans le milieu AAP complet (voir tableau 3.6). L'augmentation des taux d'épandage

occasionne ainsi une augmentation du rapport bx/bt et les différences sont plus marquées dans le milieu AAP-N-P (dilution de l'eau de ruissellement à 10%) comparativement au milieu AAP complet. Notons que les différences entre le rapport bx/bt des différents taux dans le milieu AAP est plus faible lorsque la dilution des échantillons est grande. Cependant, en distinguant les modes d'épandage, les différences entre le rapport bx/bt des divers taux d'épandage sont beaucoup plus marquées que lors de l'analyse de l'ensemble des données. Toutefois, les tendances demeurent les mêmes étant donné que pour presque toutes les dilutions, l'augmentation la plus élevée se situe toujours entre les taux d'épandage T0 et T2, suivis d'entre T0 et T1 puis entre T1 et T2 (figure 4.3).

Pour l'eau diluée à 10% dans un milieu AAP non additionné d'azote et de phosphore (10% AAP-N-P), il existe une différence significative du rapport bx/bt entre chaque taux d'épandage (entre T0 et T1, entre T1 et T2 et entre T0 et T2) (voir tableau 3.6). Ces différences sont illustrées à la figure 4.3. L'augmentation la plus importante se situe entre T0 et T2; en effet, le rapport bx/bt est alors 122 fois plus élevé pour T2, tandis qu'entre T0 et T1, il est 30 fois plus élevé pour T1. Finalement, entre T1 et T2, le rapport bx/bt est quatre fois plus élevé pour T2. Ces différences sont les plus grandes observées de toutes les dilutions. Mentionnons que les rapports bx/bt de cette dilution sont toujours les plus faibles, malgré que pour T2, la moyenne obtenue à la dilution 0,5% dans le milieu AAP complet (1,27) soit très semblable à la dilution de 10% AAP-N-P (1,22). Pour plus

de détails, se référer au bas de la figure 4.3.



TAUX D'ÉPANDAGE	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT 10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0,5% AAP
0 kg N/ha (T0)	0,01	0,48	0,95	0,97	0,98
150 kg N/ha (T1)	0,30	0,86	1,65	1,29	1,18
300 kg N/ha (T2)	1,22	2,13	2,16	1,50	1,27

Figure 4.3 - Variation du rapport bx/bt en fonction du taux d'épandage (Données avec lisier en surface)

Pour l'eau de ruissellement diluée à 10% dans un milieu AAP complet, une différence significative des rapports bx/bt est observée entre les taux d'épandage T0 et T2 et entre T1 et T2 (tableau 3.6). Aucune différence n'est observée entre T0 et T1. Tout comme dans l'analyse de l'ensemble des données (voir section 4.1 a), l'ordre des dif-

férences observées entre les taux d'épandage est différent des autres dilutions puisque l'augmentation des rapports bx/bt entre T1 et T2 (2,5 fois) est plus grande qu'entre T0 et T1 (79%). La différence entre T0 et T2 est toujours la plus grande (plus de quatre fois). En comparant avec les autres dilutions, le rapport bx/bt de cette série, est le deuxième plus faible après la dilution de 10% AAP-N-P à T0 et T1, alors qu'il est le deuxième plus élevé après la dilution de 5% AAP à T2 (figure 4.3) exactement comme pour l'ensemble des données.

En ce qui concerne l'eau de ruissellement diluée à 5% AAP, le tableau 3.6 montre qu'il existe une différence significative du rapport bx/bt entre T0 et T1, entre T0 et T2 et entre T1 et T2. L'écart entre T1 et T2, diffère de l'analyse de l'ensemble des données (tableau 3.6) qui ne montrait aucune différence significative entre ces deux taux. Les différences entre les taux d'épandage sont, de la plus grande à la plus petite, une augmentation de plus de deux fois entre T0 et T2, de 74 % entre T0 et T1 et de 31 % entre T1 et T2. En comparant avec les autres dilutions, le rapport bx/bt de cette série est le troisième plus élevé à T0, malgré que le groupe de trois dilutions, soit 5, 1 et 0,5% AAP, montre des valeurs qui sont très près les unes des autres, comme pour l'ensemble des données. Pour les taux d'épandage T1 et T2, le rapport bx/bt de la dilution de 5% AAP est le plus élevé de toutes les dilutions malgré qu'en T2 la moyenne mesurée de l'eau diluée à 10% dans un milieu AAP complet (2,13) soit très semblable à la sienne (2,16).

Pour avoir plus de détails, se référer au bas de la figure 4.3.

Des différences significatives du rapport bx/bt pour l'eau de ruissellement diluée à 1% dans un milieu AAP complet (1% AAP) sont notées entre T0 et T1, entre T0 et T2 (voir tableau 3.6). On remarque ainsi une augmentation du niveau de signification par rapport à l'ensemble des données (voir section 4.1 a) où seulement une différence significative entre T0 et T2 avait été remarquée. La différence entre les taux d'épandage à la dilution 1% AAP est plus élevée entre T0 et T2 (augmentation de 55%) suivi d'entre T0 et T1 (augmentation de 33%). En comparant avec les autres dilutions, le rapport bx/bt de cette série est le deuxième plus élevé à T0 (premier dans l'ensemble des données), malgré que les dilutions 5 et 0,5% AAP aient des valeurs semblables. Les résultats de cette dilution sont également les deuxième et troisième plus élevés à T1 et T2 respectivement (voir figure 4.3).

Comme pour l'eau diluée à 1% AAP, les rapports bx/bt de l'eau diluée à 0,5% dans un milieu AAP complet montre une amélioration du niveau de signification comparativement à l'ensemble des données (voir section 4.1 a). En effet, des différences significatives sont notées entre T0 et T1 et entre T0 et T2 alors que seule une différence entre T0 et T2 avait été observée pour l'ensemble des données. A la dilution 0,5% AAP, la différence entre les taux d'épandage est plus élevée entre T0 et T2 (augmentation de 30%) qu'entre T0 et T1 (augmentation de 20%). En comparant avec les autres dilutions,

le rapport bx/bt de cette série est le plus élevé à T0, malgré que l'eau diluée à 1 et 5% dans un milieu AAP complet ait des valeurs semblables. Le rapport bx/bt de cette dilution est également le troisième plus élevé à T1 et le deuxième plus faible après la dilution 10% AAP-N-P à T2, malgré que tous deux aient une moyenne très semblable (figure 4.3).

Délai entre l'épandage et la pluie:

Le tableau 3.6 montre qu'aucune différence significative n'est décelée quant aux délais observés entre l'épandage du lisier en surface et la pluie.

Intensité de pluie:

Le tableau 3.6 montre qu'aucune différence significative n'est décelée entre les deux intensités de pluie utilisées.

C) ANALYSE DES DONNÉES DU MODE D'ÉPANDAGE EN ENFOUISSEMENT

Les variables taux d'épandage et intensité de pluie n'ont aucun effet significatif sur le rapport bx/bt pour toutes les dilutions d'eau de ruissellement étudiées provenant de bacs de sols avec du lisier enfoui (tableau 3.6). Dans ces conditions d'épandage, seul le délai entre l'épandage et la première pluie a un effet significatif sur le rapport bx/bt mais seulement pour l'eau diluée à 10 % dans le milieu AAP non-additionné d'azote et de phosphore (10% AAP-N-P). Cette différence se situe au niveau des délais épandage-pluie D0 (1 h) et D2 (48

h) puisque les données du délai de 24 heures (D1) sont manquantes (figure 3.5). Toutefois, étant donné que la moyenne du délai épandage-pluie D0 est faite avec l'intensité de pluie I1 (11 mm /h pendant 144 min) et I2 (22 mm/h pendant 71 min) et que celle de D2 est faite seulement avec l'intensité de pluie I2, la comparaison entre ces deux délais n'est pas possible rendant ainsi la différence significative entre D0 et D2 non valable.

4.2 LES INTERACTIONS

Cette section décrit les interactions entre les variables d'abord pour les résultats du mode d'épandage du lisier en surface puis pour celui en enfouissement (lisier enfoui à 20 cm dans le sol).

A) MODE D'ÉPANDAGE EN SURFACE

Les résultats statistiques de ces interactions sont présentés au tableau 3.7.

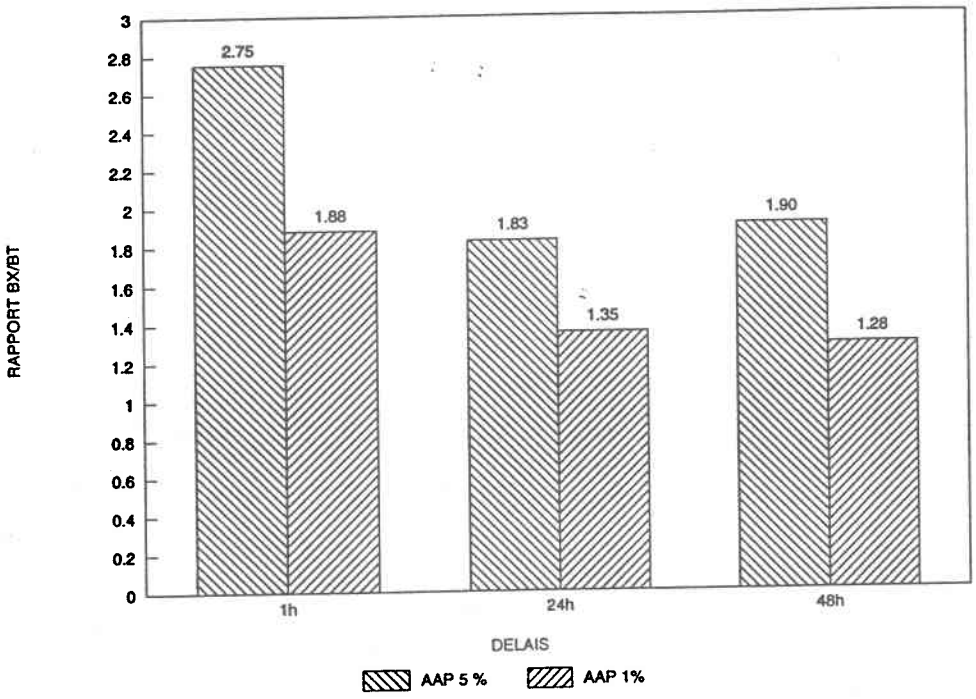
Taux d'épandage x délai:

Les taux d'épandage T0 et T1 ne présentent aucune différence significative concernant leur interaction avec le délai épandage-pluie. Les seules différences significatives observées pour cette interaction se situent au taux d'épandage le plus élevé (T2) mais pour seulement deux dilutions du milieu AAP complet soit 1 et 5%. Afin de bien discerner les différences entre les délais au taux d'épandage de 300 kg N/ha (T2), des comparaisons ont été effectuées entre les trois délais en question (1, 24 et 48 h).

Il est possible de constater, en consultant le tableau 3.7, que pour les deux dilutions impliquées (1 et 5 % AAP) les différences significatives se situent entre les délais d'une heure et de 24 heures puis entre les délais d'une heure et de 48 heures. Ainsi, on observe des diminutions du rapport bx/bt de 33 et de 28% pour les dilutions de 5 et 1% AAP respectivement lors du passage d'un délai épandage-pluie d'une heure à 24 heures (figure 4.4). Des diminutions de 31 et 32% sont également remarquées lors du passage d'un délai épandage-pluie d'une heure à celui de 48 heures pour ces deux mêmes dilutions (5 et 1% AAP).

Pour mettre en évidence l'interaction taux d'épandage x délai, il est possible d'étudier pour chacun des délais, les différences entre les trois taux d'épandage à l'inverse de ce qui a été fait précédemment. Dans ce cas-ci, il s'agit d'analyser l'effet sur le rapport bx/bt de l'augmentation du taux d'épandage pour un délai donné. Le tableau 3.7 montre d'ailleurs qu'à un délai épandage-pluie d'une heure, il existe des différences significatives entre les taux d'épandage pour les dilutions suivantes: 10% AAP-N-P ainsi que, 10, 5 et 1% dans le milieu AAP complet. Dans le cas des dilutions de 10% AAP-N-P et de 1% AAP, il se produit une augmentation significative du rapport bx/bt entre chacun des taux d'épandage.

Pour la dilution 10% AAP-N-P, les différences significatives entre chaque taux d'épandage (voir figure 4.5), se traduisent par un rapport bx/bt d'au moins 30 fois plus

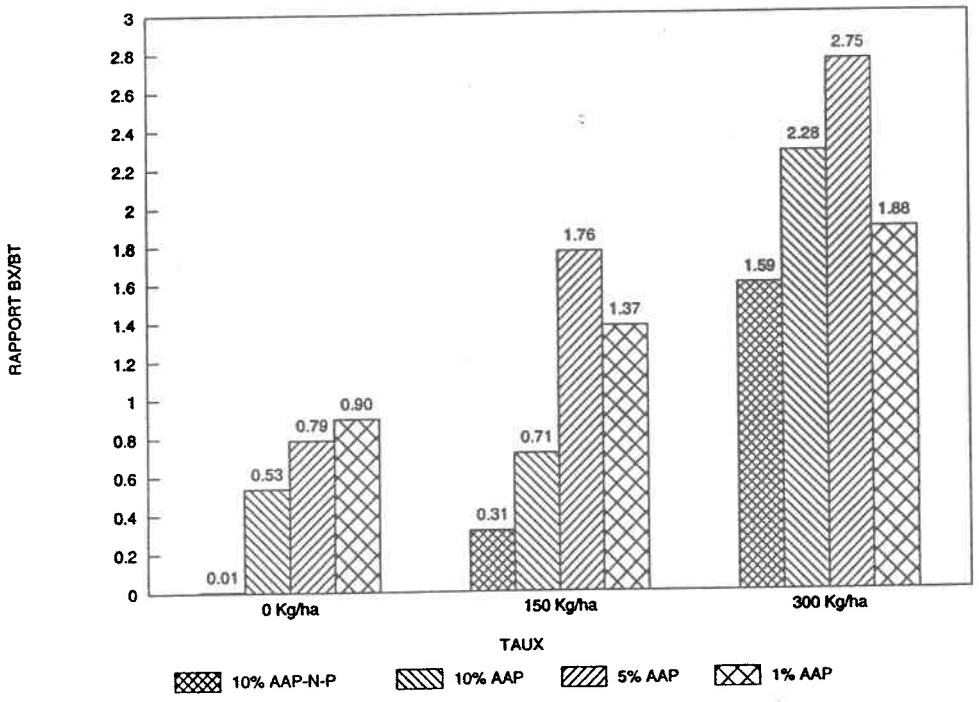


T2--->	DÉLAI	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT	
		5% AAP	1% AAP
	1h (D0)	2,75	1,88
	24h (D1)	1,83	1,35
	48h (D2)	1,90	1,28

Figure 4.4 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction taux (T2) x délai (Données avec lisier en surface)

élevé lors du passage de T0 à T1, d'au moins 159 fois de T0 à T2 et de plus de cinq fois de T1 à T2. Pour la dilution de 1% AAP, le passage de T0 à T1 montre une augmentation du rapport bx/bt de 52% et de 37% en passant de T1 à T2. La valeur du rapport bx/bt mesurée à T2 est, quant à elle, deux fois plus élevée que celle du témoin (T0).

Les différences observées entre les taux d'épandage pour les dilutions restantes (figure 4.5) sont les suivantes:



D0--->	TAUX	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT			
		10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP
	0 kg/ha (T0)	0,01	0,53	0,79	0,90
	150 kg/ha (T1)	0,31	0,71	1,76	1,37
	300 kg/ha (T2)	1,59	2,28	2,75	1,88

Figure 4.5 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D0) x taux (Données avec lisier en surface)

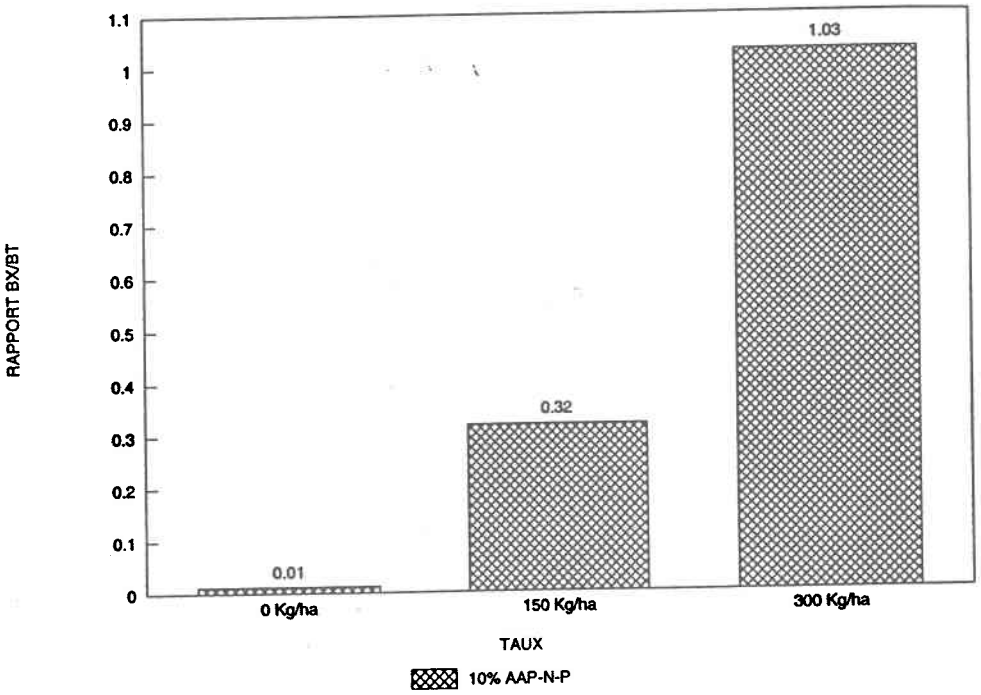
-à la dilution de 10% AAP, aucun effet significatif sur le rapport bx/bt n'est observé entre T0 et T1, alors qu'entre T0 et T2 puis entre T1 et T2, les différences significatives observées se traduisent par une augmentation de bx/bt de quatre et de trois fois res-

pectivement;

-également pour la dilution de 5% AAP, on ne note aucune différence significative entre T0 et T1 alors que le passage de T0 à T2 provoque une augmentation de bx/bt de 3,5 fois et celui de T1 à T2 de 56%.

Pour ce qui est du délai de 24 heures, des différences significatives sont observées entre les trois taux d'épandage seulement dans l'eau de ruissellement diluée à 10% dans le milieu AAP incomplet (10% AAP-N-P). Cette interaction a un niveau de signification global de 0,01 alors qu'en comparant les taux d'épandage entre eux soit deux par deux, comme l'exige le test non-paramétrique de Kruskall Wallis, on observe un niveau de signification de 0,05; bien que le témoin (T0) soit difficilement comparable avec T1 et T2 puisqu'il comporte une seule intensité de pluie (tableau 3.7). Afin de bien visualiser les différences entre les taux, consulter la figure 4.6.

En ce qui concerne le délai de 48 heures (D2), des différences significatives sont observées pour les deux dilutions de 10% soit dans le milieu AAP complet et dans le milieu AAP sans azote et sans phosphore (figure 4.7). Dans ces deux cas, une augmentation de bx/bt est observée uniquement au passage du taux de 150 kg N/ha à celui de 300 kg N/ha.

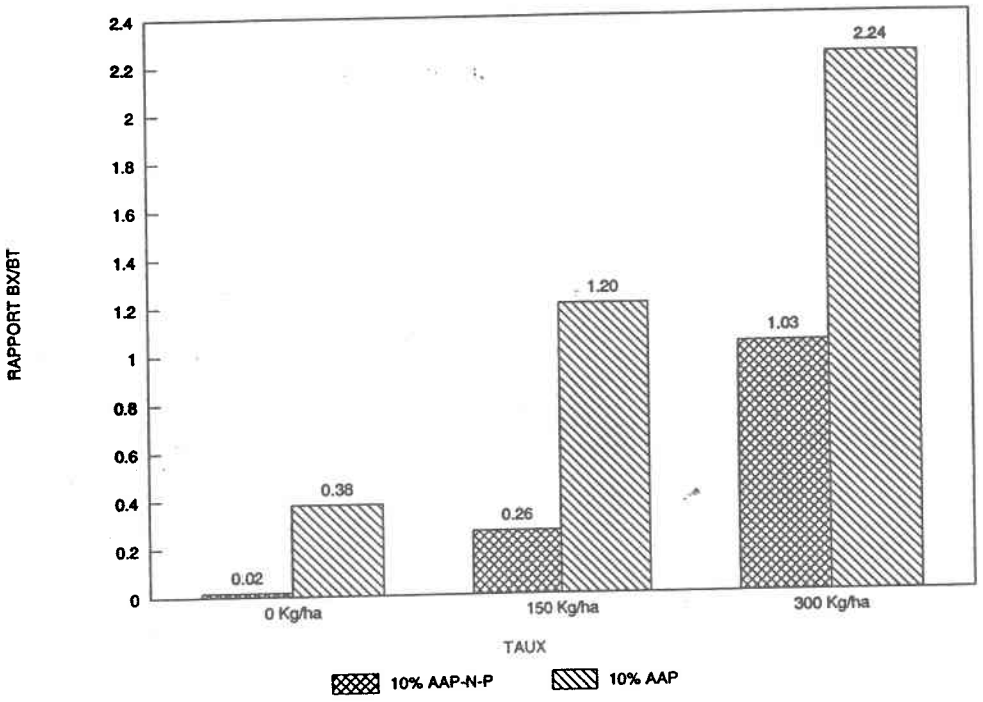


D1--->	TAUX	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT 10% AAP-N-P
	0 kg/ha (T0)	0,01
	150 kg/ha (T1)	0,32
	300 kg/ha (T2)	1,03

Figure 4.6 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D1) x taux (Données avec lisier en surface)

Intensité de pluie x délai:

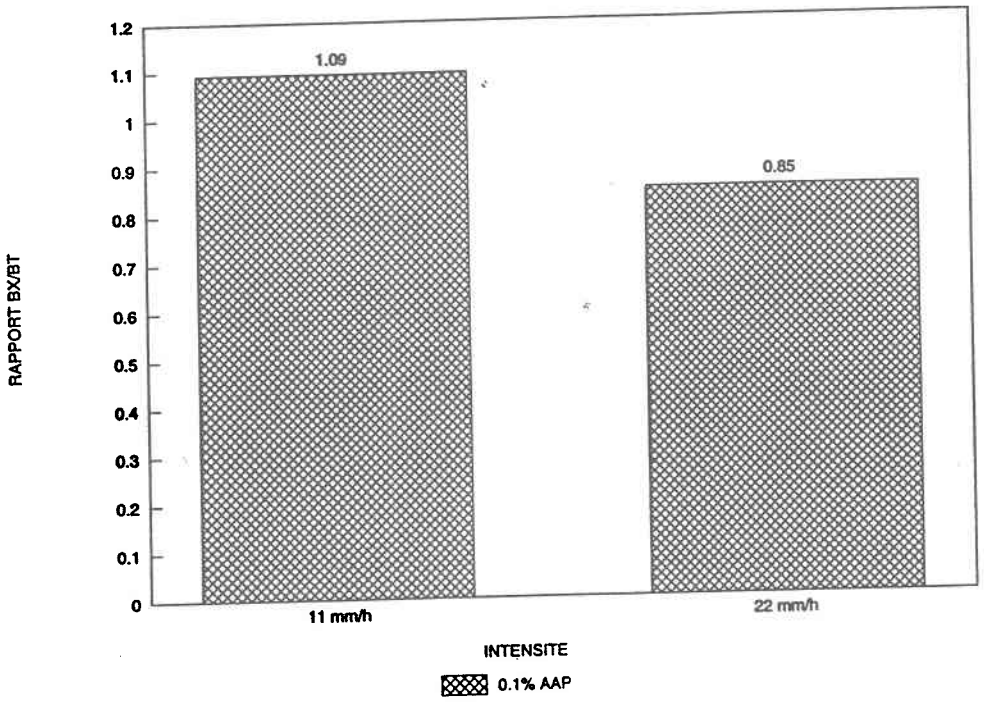
Il existe peu d'interactions entre ces paramètres. D'abord, une différence significative entre les deux intensités de pluie est observée au délai d'une heure (D0: délai d'une heure entre l'épandage de lisier et la pluie) pour la dilution la plus faible soit 0,1% AAP. Il s'agit d'une diminution de bx/bt de 22% en passant de I1 (11 mm/h pendant 142



D2--->	TAUX	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT	
		10% AAP-N-P	10% AAP
	0 kg/ha (T0)	0,02	0,38
	150 kg/ha (T1)	0,26	1,20
	300 kg/ha (T2)	1,03	2,24

Figure 4.7 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D2) x taux (Données avec lisier en surface)

minutes) à I2 (22 mm/h pendant 71 minutes) (figure 4.8). Puis, on remarque la même chose pour le délai de 48 heures (D2) mais à une dilution différente soit 1% AAP. Toutefois, dans ce cas, les deux intensités de pluie sont difficilement comparables puisque les données du taux témoin (T0) à l'intensité de pluie I1 sont manquantes (figure 3.5). Pour cette raison, cette interaction n'est pas illustrée.



D0--->	INTENSITÉ	DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT AAP 0,1%
	11 mm/h (I1)	1,09
	22 mm/h (I2)	0,85

Figure 4.8 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction délai (D0) x intensité (Données avec lisier en surface)

Si à l'inverse, on mesure l'effet de l'augmentation du délai entre l'épandage et la pluie pour une intensité de pluie donnée, on observe qu'aucune différence significative n'est décelée.

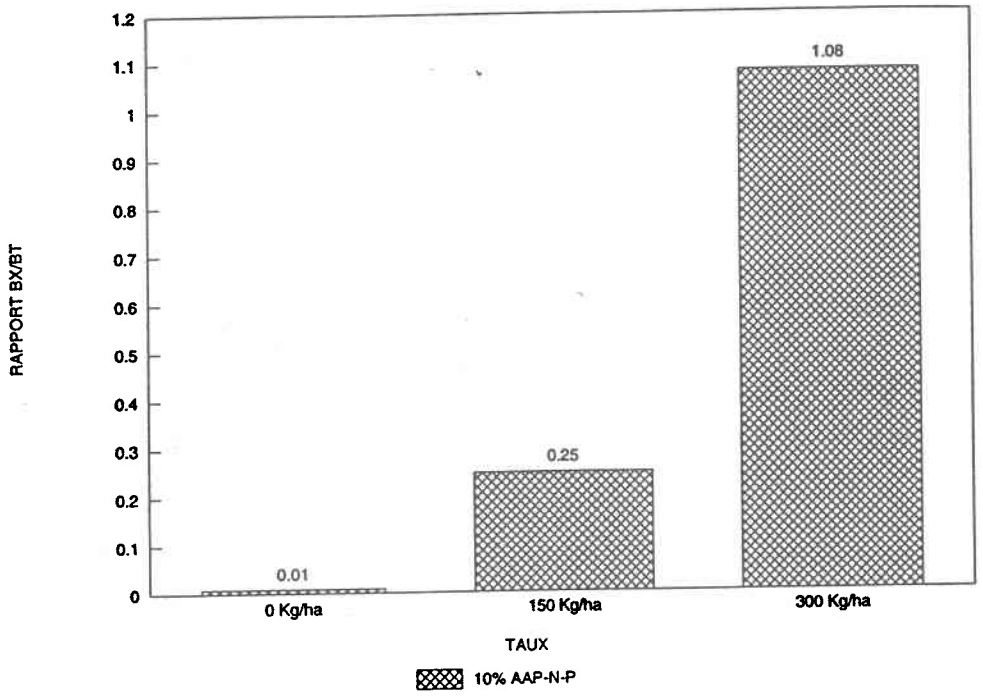
Intensité de pluie x taux d'épandage:

A l'intensité de pluie de 11 mm/h pendant 142 min. (I1), un effet significatif sur les valeurs de bx/bt est noté entre les taux d'épandage seulement pour la dilution de 10% AAP-N-P. Cependant, étant donné que plusieurs valeurs sont manquantes au taux d'épandage témoin (T0) (figure 3.5), seule la comparaison entre T1 et T2 s'avère être valable. On note que les valeurs du rapport bx/bt de T2 sont plus de quatre fois supérieures à celles de T1. Cette différence est illustrée à la figure 4.9.

A l'intensité de pluie I2, des différences significatives des rapports bx/bt sont observées entre les taux d'épandage pour quatre des six dilutions étudiées (tableau 3.7). Les deux exceptions sont les dilutions de 0,5% et 0,1% AAP qui ne présentent pas de différences significatives entre les taux. Néanmoins, pour toutes les autres dilutions étudiées, une hausse des doses d'épandage provoque l'augmentation du rapport bx/bt.

Pour la dilution 10% AAP-N-P, des différences significatives sont observées entre chaque taux d'épandage. Le rapport bx/bt est 35, 136 et 4 fois plus élevé en passant de T0 à T1, de T0 à T2 et de T1 à T2 respectivement.

Les rapports bx/bt de la dilution 10% AAP présentent des différences significatives entre T0 et T2 et entre T1 et T2 alors qu'entre T0 et T1, aucune différence significative n'est observée. Les rapports bx/bt sont environ six fois et trois fois plus élevés en passant



I1---> TAUX DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT

	10% AAP-N-P
0 kg/ha (T0)	0,01*
150 kg/ha (T1)	0,25
300 kg/ha (T2)	1,08

* Données manquantes

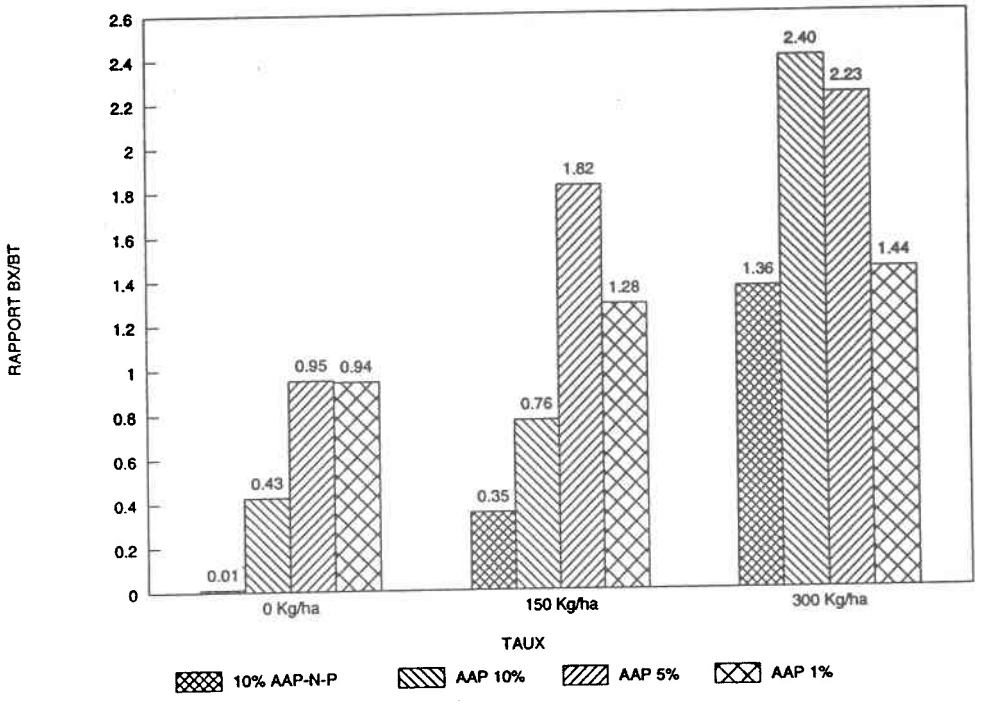
Figure 4.9 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I1) x taux (Données avec lisier en surface)

de T0 à T2 et de T1 à T2 respectivement.

Pour les dilutions 5 et 1% AAP, des différences significatives sont observées entre chaque taux d'épandage à l'exception d'entre T1 et T2. Le rapport bx/bt est 92% et deux fois plus élevé en passant de T0 à T1 et de T0 à T2 à la dilution de 5% AAP alors qu'à celle de 1% AAP, l'augmentation entre les taux d'épandage est moins marquée, soit 36

et 53% entre T0 et T1 et entre T0 et T2 respectivement.

Le détail des différences statistiques entre chacun des taux d'épandage pour les dilutions montrant des effets significatifs pour le taux d'épandage est présenté au tableau 3.7, alors que l'illustration de ces différences est présentée à la figure 4.10.



I2---> DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT

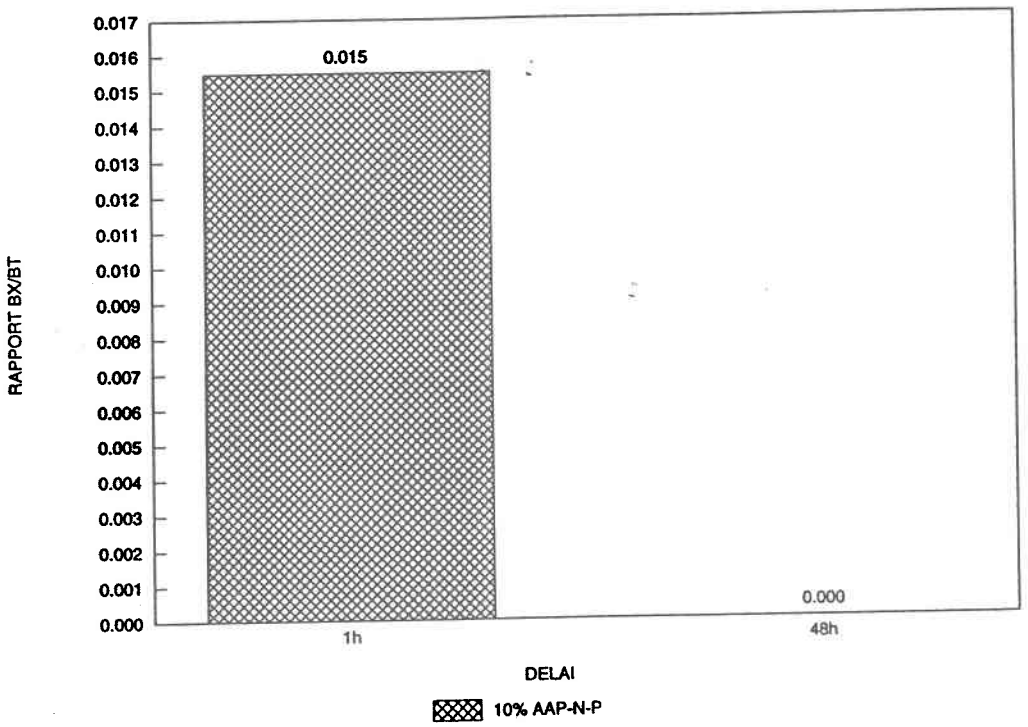
TAUX	10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP
0 kg/ha (T0)	0,01	0,43	0,95	0,94
150 kg/ha (T1)	0,35	0,76	1,82	1,28
300 kg/ha (T2)	1,36	2,40	2,23	1,44

Figure 4.10 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I2) x taux (Données avec lisier en surface)

L'interaction inverse, soit l'évaluation des différences entre les deux intensités de pluie pour un taux d'épandage donné, n'est pas significative.

B) MODE D'ÉPANDAGE PAR ENFOUISSEMENT

Les résultats statistiques de ces interactions sont présentés au tableau 3.8. On peut y constater que plusieurs données sont manquantes et que la seule différence significative observée se situe à l'intensité de pluie I2 (22 mm/h pendant 71 min.) entre les délais d'une heure et de 48 heures (D0 et D2) alors que les données du délai de 24 heures sont manquantes (figure 4.11). Il s'agit d'une diminution du rapport bx/bt qui est observée pour la dilution de 10% AAP-N-P en passant du délai d'une heure à 48 heures (D0 et D2) puisqu'aucune croissance algale ne s'est produite au délai de 48 heures (D2).



I2---> DÉLAI DILUTION POUR L'EAU DE RUISSELLEMENT

10% AAP-N-P

1h (D0) 0,015

48h (D2) 0,000

(24h : D1 - DONNEES MANQUANTES)

Figure 4.11 - Variation du rapport bx/bt en fonction de l'interaction intensité (I2) x délai (Données avec lisier enfoui)

5 . DISCUSSION

Avant de débuter la discussion, une observation s'appliquant autant aux effets principaux qu'aux interactions mérite d'être expliquée. Mentionnons que dans la section 4, à chaque fois que les résultats du milieu AAP sans azote et sans phosphore sont présentés au bas des figures parce qu'ils montrent une différence significative entre les traitements, ces résultats (bx/bt) sont toujours inférieurs à ceux du milieu AAP complet. Cet état de fait est probablement relié à la différence entre les quantités de nutriments présentes dans les deux milieux. Ainsi, les échantillons dans le milieu AAP-N-P ne comportent probablement pas suffisamment de nutriments pour favoriser une bonne croissance de *S. capricornutum* puisque l'azote et le phosphore proviennent uniquement de l'échantillon.

5.1 EFFETS PRINCIPAUX DES TRAITEMENTS SUR LE RAPPORT BX/BT

Étant donné qu'aucune différence significative entre les rapports bx/bt des divers traitements n'a été décelée lorsque le lisier est enfoui (voir tableau 3.6), les données du mode d'épandage en enfouissement seront étudiées seulement pour distinguer les deux modes d'épandage utilisés.

A) MODES D'ÉPANDAGE DU LISIER DE PORC

Lisier épandu en surface du sol:

Le rapport bx/bt des eaux de ruissellement est significativement plus élevé lorsque le lisier est épandu à la surface du sol par rapport au lisier qui y est enfoui (tableau 3.6 et figure 4.1). Les quantités importantes d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement provenant de sol avec du lisier épandu en surface, contribuent sûrement à cet état de fait (annexe 2).

En effet, la quantité d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement de sol fertilisé avec du lisier en surface est plus élevée que celle des eaux de ruissellement provenant de sol fertilisé avec du lisier enfoui (Khaleel *et al*, 1979). Westerman et Overcash (1981) affirment d'ailleurs, que le potentiel de pollution des eaux de ruissellement provenant de sol avec du lisier en surface est plus élevé que celui des eaux de ruissellement provenant de sol où le lisier est enfoui. Ces observations s'expliquent par le fait que le lisier épandu en surface libère plus rapidement des nutriments lorsqu'il est en contact avec de l'eau de pluie, ce qui engendre nécessairement un ruissellement d'eau chargée en nutriments.

La modification des conditions d'écoulement due à la présence de lisier en surface pourrait également contribuer à augmenter les quantités de nutriments dans l'eau de

ruissellement. Le lisier épandu à la surface du sol provoque un ruissellement plus hâtif, un volume d'eau de ruissellement plus élevé et un taux d'infiltration plus bas par rapport au lisier enfoui dans le sol (Gangbazo *et al*, 1990).

Lisier épandu à 20 cm dans le sol (enfoui):

Pour l'eau de ruissellement provenant de bac de sol avec du lisier enfoui, la productivité algale exprimée par le rapport bx/bt est plus basse que pour l'eau de ruissellement provenant de sol avec du lisier en surface (tableau 3.6 et figure 4.1). Ceci est en accord avec Gangbazo *et al* (1990) qui affirment que l'enfouissement du lisier épandu élimine la pollution des eaux de ruissellement, à condition que cet enfouissement soit immédiat. Dans ce sens, Long *et al* (1975) affirment que le lisier enfoui n'a pas d'effet notable sur la qualité de l'eau de ruissellement. Ces affirmations pourraient être expliquées par le fait que l'incorporation du lisier élimine son contact avec l'eau des précipitations qui ruisselle. Par conséquent, l'eau de ruissellement provenant de sol avec le lisier enfoui est beaucoup plus pauvre en nutriments que celle avec lisier en surface (annexe 2), ce qui pourrait limiter la croissance de *S. capricornutum*.

B) TAUX D'ÉPANDAGE DU LISIER EN SURFACE

Les rapports bx/bt mesurés dans les eaux de ruissellement provenant de sol ayant reçu les plus forts taux d'épandage en surface sont plus élevés que ceux du témoin (voir tableau

3.6 et figure 4.3). Cette différence se produit parce que plus le taux d'épandage est élevé, plus il y a de nutriments disponibles dans l'eau pour les algues (annexe 2). Ces constatations sont en accord avec McCaskey *et al* (1971) qui affirment que les taux d'épandage faibles occasionnent dans les eaux de ruissellement, des concentrations et des charges en éléments chimiques qui sont faibles. Dans ce sens, Gangbazo *et al* (1990) mettent en évidence que, suite à l'application de lisier de porc à la surface du sol, le taux d'épandage influence significativement les concentrations et les charges en azote ammoniacale (NH_4^+) et azote total Kjeldahl (NTK). Les concentrations en NTK pour les taux d'épandage de 150 et 300 kg N/ha sont respectivement 8 et 28 fois plus élevées que le témoin alors que leurs charges sont respectivement 32 et 125 fois supérieures au témoin. Ainsi, les taux d'épandage excessifs de lisier augmentent les risques de pollution des eaux de surface et des eaux souterraines (MENVIQ, 1988).

Ces résultats peuvent s'expliquer en considérant les changements d'ordre hydrologique qui se produisent d'un taux d'épandage à l'autre. Par exemple, les taux d'épandage en surface influencent significativement le temps de réponse du ruissellement, le volume d'eau ruisselé et le taux d'infiltration du sol. Mentionnons que le temps de réponse du ruissellement est six fois plus rapide que le témoin pour les taux d'épandage de 150 et 300 kg N/ha. Cette différence serait due à la saturation du sol par le lisier, surtout si le délai épandage-pluie est seulement d'une heure, et à l'effet de colmatage de la surface du sol par

les matières grasses et les particules fines contenues dans le lisier de porc. Cet effet de colmatage provoque une hausse du volume d'eau ruisselé et réduit radicalement le taux d'infiltration du sol lorsque le taux d'épandage est augmenté (Gangbazo *et al*, 1990).

C) DÉLAI ENTRE L'ÉPANDAGE EN SURFACE ET LA PLUIE

Le délai entre l'épandage du lisier et le premier événement pluvieux, en tant qu'effet principal, n'influence pas le rapport bx/bt et ce, pour toutes les dilutions étudiées (tableau 3.6). Ce résultat semble surprenant, mais il peut s'expliquer en considérant que la moyenne de chaque délai épandage-pluie regroupe plusieurs traitements: deux intensités de pluie et trois taux d'épandage. L'analyse des interactions fera peut-être ressortir des tendances qui s'apparenteraient à celles présentées ci-après en ce qui concerne les processus physico-chimiques et hydrologiques reliés au facteur délai entre l'épandage en surface et le premier événement pluvieux.

Pour ce qui est des processus physico-chimiques, Sherwood et Fanning (1981) affirment que le facteur le plus important contrôlant le NH_4^+, la DBO et le PO_4^- est justement le délai entre l'épandage du lisier et le premier événement pluvieux à survenir suite à cet épandage. Par exemple, une pluie immédiatement après l'application de lisier à la surface du sol entraîne le ruissellement direct de lisier dilué (Sherwood, 1980).

Ross *et al* (1978) ont, quant à eux, comparé le ruissellement d'eau provenant de sol où il a plu une journée après l'épandage de lisier par rapport au ruissellement d'eau survenant quand la pluie se produit immédiatement après l'épandage. De cette comparaison, il ressort qu'un délai d'une seule journée entre l'épandage et la pluie diminue la charge azotée de 80 à 97% par rapport à une pluie immédiate. Cette diminution est probablement due à une meilleure infiltration de l'eau dans le sol qui, durant ce laps de temps, s'est asséché.

Pour ce qui est de l'augmentation du délai épandage-pluie d'une, 24 et 48 heures, Gangbazo *et al* (1990) affirment qu'elle influence significativement la concentration et la charge en NH_4^+, en NO_3 et en NTK dans les eaux de ruissellement après un épandage de lisier en surface. En fait, une augmentation du délai épandage-pluie réduit la concentration de l'azote total de 50% pour un délai épandage-pluie de 24 heures et de 67% pour un délai épandage-pluie de 48 heures par rapport au délai épandage-pluie d'une heure. Pour la charge, des réductions de 55% et de 71% ont été observées pour les délais épandage-pluie de 24 et 48 heures respectivement par rapport au délai épandage-pluie d'une heure (Gangbazo *et al*, 1990).

En général, les événements pluvieux provoquant du ruissellement ont un effet néfaste sur la pollution des cours d'eau s'ils surviennent tôt après l'épandage (Gangbazo *et al*, 1990). Les dangers de pollution des cours d'eau ne peuvent cependant pas être contrés par une application de lisier en période prononcée de déficit hydrique du sol ou pendant la saison de

croissance végétale (Sherwood, 1980). Ce sont seulement les longs délais entre l'épandage et le premier événement pluvieux qui permettent de produire des eaux de ruissellement avec un faible potentiel de pollution (Bottom *et al*, 1983). En fait, plus un large volume d'eau ruisselle tôt après l'application de lisier, plus le ruissellement des nutriments est important (Sherwood et Fanning, 1981).

Certains processus hydrologiques pourraient expliquer les différences physico-chimiques exposées précédemment. Ainsi, mentionnons que l'avènement d'une pluie, suite à un délai d'une heure après que le lisier ait été épandu à la surface du sol, réduit de 50% le temps de réponse du ruissellement par rapport à un sol où le lisier est enfoui. De plus, malgré un taux d'infiltration significativement non différent, le passage d'un délai épandage-pluie d'une à 24 heures et d'une à 48 heures augmente le taux d'infiltration de 20% et 33% respectivement (Gangbazo *et al*, 1990).

D) INTENSITÉ DE PLUIE

De la même façon qu'il s'est produit pour le délai entre l'épandage en surface et le premier événement pluvieux, les moyennes des rapports bx/bt de toutes les dilutions utilisées ne présentent pas de différences significatives entre les deux intensités de pluie étudiées (tableau 3.6). Ces résultats pourraient également s'expliquer par le fait que les deux moyennes des intensités de pluie regroupent plusieurs traitements comme dans le cas du délai

épandage-pluie. L'analyse des interactions entre les effets principaux permettra peut-être de mettre en évidence une différence entre les deux intensités de pluie comme il se produit pour les processus physico-chimiques et hydrologiques présentés ci-après.

Pour un épandage de lisier en surface, l'intensité de pluie influence les concentrations et charges en NH_4^+ et NTK de façon significative. Ainsi, une pluie d'intensité de 11 mm/h durant 142 minutes a une concentration en NTK 68% plus élevée qu'une pluie de 22 mm/h pendant 71 minutes, tandis que sa charge est 2 fois plus élevée. C'est le type de sol utilisé qui permettra d'expliquer ces processus. En effet, comme le loam-sableux a une proportion d'argile peu élevée et que ce type d'argile a probablement peu d'affinité pour la fixation de l'ammoniaque, il semble que plus le temps de contact entre l'eau et le lisier est long, comme c'est le cas pour la pluie de 11 mm/h, plus l'ammoniaque est délavée de la surface du sol (Gangbazo *et al*, 1990).

En fait, pour les deux intensités de pluie utilisées, les mêmes quantités d'eau ruissellent lors d'un épandage de lisier en surface mais la proportion d'ammoniaque du lisier est plus grande dans les eaux de ruissellement provenant de la pluie de 11 mm/h puisque cette dernière dure deux fois plus longtemps. Aussi, le temps de contact est deux fois plus long pour la pluie de 11 mm/h comparativement à celle de 22 mm/h mais par contre, elle ruisselle deux fois plus rapidement que la pluie de 11 mm/h (Gangbazo *et al*, 1990).

En plus du temps de réponse au ruissellement, un autre processus hydrologique peut être mis en cause afin d'expliquer les différences d'ordre physico-chimique décrites précédemment, il s'agit du taux d'infiltration. Ainsi, en comparant les deux intensités de pluie, nous observons que celle de 22 mm/h pendant 71 minutes a un taux d'infiltration presque deux fois plus élevé que la pluie de 11 mm/h pendant 142 minutes puisque le volume d'eau ruisselé est le même et que la pluie dure deux fois moins longtemps. Gangbazo *et al* (1990) s'attendaient à un ruissellement plus élevé pour l'intensité de pluie de 22 mm/h, mais l'effet de saturation et de colmatage agit de façon à ce que le volume ruisselé soit le même pour les deux intensités de pluie.

Il est important de noter que si les deux pluies d'intensités différentes avaient été de durées égales, le taux d'infiltration du sol aurait été plus faible pour l'intensité de pluie la plus forte puisque le ruissellement aurait été supérieur. Les pluies de forte intensité ont une énergie cinétique plus forte qui provoque une dispersion des agrégats plus efficace que les pluies de faible intensité et par le fait même ces pluies ont aussi un taux d'infiltration plus faible (Gangbazo *et al*, 1990).

5.2 EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LES TRAITEMENTS SUR LE RAPPORT BX/BT

Les trois premiers points de cette section traitent des effets d'interaction entre les traite-

ments sur les rapports bx/bt mesurés dans les eaux de ruissellement provenant de sol où le lisier est épandu en surface. Le dernier point, quant à lui, concerne tous les effets d'interactions entre les traitements pour les rapports bx/bt mesurés dans les eaux de ruissellement provenant de sol où le lisier est enfoui.

A) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE TAUX D'ÉPANDAGE EN SURFACE ET LE DÉLAI ÉPANDAGE-PLUIE

Au taux d'épandage de 300 kg N/ha (T2), les différences de rapport bx/bt entre les délais épandage-pluie sont suffisamment marquées pour provoquer une différence significative entre ces délais (tableau 3.7). Ainsi, il se produit une diminution du rapport bx/bt à mesure que le délai épandage-pluie augmente (figure 4.4). Même si les processus hydrologiques ne sont pas influencés de façon significative par cette interaction (Gangbazo *et al*, 1990), on pourrait penser que l'amélioration du taux d'infiltration du sol, suite au respect d'un délai de 24 et de 48 heures (D1 et D2) comparativement à celui d'une heure (D0) (effet décrit à la section du délai épandage-pluie comme effet principal 5.1 C, permettrait d'expliquer les différences significatives observées entre les rapports bx/bt d'un délai à l'autre pour le taux d'épandage de 300 kg N/ha.

Ces résultats concordent avec ceux de la physico-chimie puisque l'interaction entre le taux d'épandage en surface et le délai épandage-pluie influence de façon significative la concentration et la charge en NTK (Gangbazo *et al*, 1990).

En effet, à un taux d'épandage donné, une augmentation du délai épandage-pluie diminue les concentrations en NTK, validant ainsi les observations faites sur le rapport bx/bt. De façon plus détaillée, on constate qu'une augmentation de délai épandage-pluie produit une réduction de concentration de NTK de 5 à 16 fois pour un taux d'épandage de 150 kg N/ha, et de 12 à 40 fois pour un taux d'épandage de 300 kg N/ha. Il est à noter que la même tendance est observée pour la charge en NTK (Gangbazo *et al*, 1990). Sherwood et Fanning (1981) avaient déjà fait des études dans ce sens montrant que le taux d'épandage a un effet adverse sur la pollution des eaux de ruissellement, même s'il se produit dans les six semaines suivant l'application de lisier.

Si à l'inverse, on observe les variations du rapport bx/bt entre les trois taux d'épandage mais pour un délai donné, le rapport bx/bt est évidemment plus élevé à mesure que le taux d'épandage augmente (figure 4.5) puisque plus de nutriments sont disponibles pour *S. capricornutum*. Les différences entre les taux d'épandage sont aussi plus notables au délai d'une heure (D0). En effet, les résultats des rapports bx/bt entre les trois taux d'épandage sont significativement différents dans un plus grand nombre de dilutions à D0 qu'à D1 ou D2 (tableau 3.7).

Afin de bien saisir cette interaction, on comparera à un délai donné, les variations du rapport bx/bt entre les trois taux d'épandage aux variations physico-chimiques, plus précisément celles de l'azote Kjeldahl. Ainsi, le tableau 5.1 permet de constater que les variations

TABLEAU 5.1 - Comparaison entre NTK (ppm) et bx/bt pour l'interaction délai épandage-pluie x taux d'épandage en surface.

Délais	Taux (kg/ha)	NTK (ppm)	AUGM.	BX/BT	AUGM.
1h	0	3,82		0,007	
	augm. 0-150		8x		45x
	150	30,14		0,314	
	augm. 150-300		5x		5x
	300	159,48		1,594	
	augm. 0-300		42x		227x
24 h	0	1,83		0,012	
	0-150		18x		27x
	150	32,77		0,319	
	150-300		2x		3x
	300	61,76		1,030	
	0-300		34x		86x
48 h	0	2,94		0,017	
	0-150		7x		15x
	150	19,86		0,264	
	150-300		2x		4x
	300	39,34		1,035	
	0-300		13x		61x

NTK tiré de Gangbazo *et al* (1990)

de concentrations en NTK (azote total Kjeldahl) sont les mêmes que celles observées pour le rapport bx/bt à la dilution 10% AAP-N-P. En effet, le plus grand écart se situe dans les deux cas entre T0 et T2 suivi d'entre T0 et T1 puis d'entre T1 et T2. Dans les deux cas, ces écarts sont en général plus marqués au délai épandage-pluie d'une heure (D0) suivi de ceux de 24 (D1) et de 48 heures (D2) montrant qu'aux délais plus courts, une quantité plus grande de nutriments est ruisselée (annexe 2).

B) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE DÉLAI ÉPANDAGE-PLUIE ET L'INTENSITÉ DE PLUIE

Au délai épandage-pluie d'une heure, le rapport bx/bt est significativement plus faible à l'intensité de pluie la plus forte (figure 4.8) pour la dilution de 0,1 % AAP (tableau 3.7). Les processus physico-chimiques vont également dans ce sens, étant donné que cette interaction influence significativement les concentrations et les charges en NH_4^+ et NTK. Ainsi, pour un délai donné, l'augmentation de l'intensité de pluie de 11 à 22 mm/h diminue la concentration et la charge en NTK des eaux de ruissellement de 10% à 90% (Gangbazo *et al*, 1990). Le temps de contact plus long entre le lisier et l'eau de pluie (voir la section 5.1 D) pourrait être à l'origine de ces quantités plus grandes de nutriments mesurées à l'intensité de pluie I1 comparativement à I2 et par conséquent, être à l'origine du rapport bx/bt plus élevé mesuré à I1. Mentionnons que l'interaction inverse n'est pas significative.

C) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LE TAUX D'ÉPANDAGE ET L'INTENSITÉ DE PLUIE

L'augmentation de l'intensité de pluie à un taux d'épandage donné n'influence pas significativement le rapport bx/bt (tableau 3.7). Le tableau 5.2 permet cependant de constater que pour quelques dilutions (identifiées en caractères gras), il se produit une diminution du rapport bx/bt (niveau de signification inférieur à celui retenu) probablement à cause d'une baisse de nutriments présents dans l'eau de ruissellement (annexe 2). D'ailleurs, l'analyse de Gangbazo *et al* (1990) le confirme puisque cette interaction influence significativement les concentrations et les charges en NH_4 et en NTK. Par exemple, une augmentation de l'intensité de pluie, à un taux d'épandage donné, diminue la concentration et la charge en NTK de 50% à 70% (Gangbazo *et al*, 1990).

Tableau 5.2 - Rapports bx/bt mesurés dans l'eau de ruissellement à l'interaction entre le taux d'épandage et l'intensité de pluie

Taux / Intensité	Dilution 10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0,5% AAP	0,1% AAP
T1- 11 mm/h	0,01	0,44	**1,03**	0,96	0,98	1,02
22 mm/h	0,01	0,20	**0,80**	0,95	1,09	0,98
T2- 11 mm/h	0,01	0,32	1,05	0,91	**1,27**	1,15
22 mm/h	0,01	0,35	1,00	0,93	**0,98**	1,06

En ce qui concerne les processus hydrologiques, ils permettent de confirmer les différences mentionnées précédemment. Ainsi, cette interaction influence de façon significative le temps de réponse du ruissellement, le volume d'eau ruisselé et le taux d'infiltration. On remarque qu'en passant d'une intensité de pluie de 11 mm/h à 22 mm/h (I1 à I2), le taux d'infiltration du sol augmente de 60% pour le témoin sans lisier, de 134% pour un taux d'épandage de 150 kg N/ha alors qu'à un taux d'épandage de 300 kg N/ha, l'augmentation de l'intensité de la pluie n'influence pas le taux d'infiltration. De plus, cette même augmentation de l'intensité de la pluie double le volume d'eau ruisselé pour le témoin (T0), alors qu'aux taux d'épandage de 150 (T1) et 300 kg N/ha (T2), le passage d'une intensité de pluie de 11 mm/h à 22mm/h n'a pas d'effet sur le volume d'eau ruisselé. L'ensemble de ces observations d'ordre hydrologique qui est tiré de Gangbazo *et al* (1990) et de Gangbazo (1991), permet de comprendre les différences discutées précédemment en ce qui a trait au rapport bx/bt puis aux concentrations et charges azotées.

A l'interaction inverse, le rapport bx/bt est le plus élevé au taux d'épandage le plus fort (T2) comparativement aux deux autres taux (T0 et T1) particulièrement pour l'intensité de pluie la plus forte (I2) (tableau 3.7, figure 4.9 et 4.10) et ce, pour plusieurs dilutions d'eau de ruissellement mais également à l'intensité I1 à une seule dilution. Ces différences peuvent possiblement s'expliquer par la présence plus importante de nutriments au taux d'épandage

le plus élevé (annexe 2). Afin de confronter les différences algales avec celles de la physico-chimie, le tableau 5.3 présente une comparaison entre la concentration en NTK et le rapport bx/bt. Ce tableau montre les différences entre les taux d'épandage en surface à l'intensité de pluie de 22 mm/h. Dans les deux cas (NTK, bx/bt), il se produit une augmentation des valeurs à mesure que le taux d'épandage augmente. Les différences sont plus prononcées entre T0 et T2 suivies d'entre T0 et T1 et d'entre T1 et T2 autant dans le cas de l'analyse du NTK que dans celui du rapport bx/bt.

TABLEAU 5.3 -Comparaison entre NTK (ppm) et bx/bt pour l'interaction entre l'intensité de pluie (22 mm/h) et le taux d'épandage en surface.

TAUX (kg N/ha)	NTK (ppm)	AUGM.	BX/BT	AUGM.
0	1,96		0,01	
0-150		9x		35x
150	17,62		0,35	
150-300		2x		4x
300	37,97		1,36	
0-300		19x		136x

NTK tiré de (Gangbazo *et al*, 1990)

Les plus grandes augmentations observées au tableau 5.3 concernant le rapport bx/bt et la concentration en azote se situent entre les taux d'épandage T1 et T2, et le témoin (T0). Ces différences peuvent s'expliquer grâce à certains processus hydrologiques. En effet, à une intensité de pluie donnée, l'augmentation du taux d'épandage hausse significativement

le volume d'eau ruisselé de 150 à 400% par rapport au témoin (Gangbazo *et al*, 1990) permettant ainsi à plus de nutriments d'être délavés. De plus, le lisier épandu en surface réduit le taux d'infiltration de 68 à 96% par rapport au témoin à une intensité de pluie donnée (Gangbazo *et al*, 1990).

D) EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LES TRAITEMENTS POUR LE MODE D'ÉPANDAGE EN ENFOUISSEMENT

Lorsque le lisier est enfoui, on peut considérer qu'il s'agit d'échantillons soumis à un seul traitement soit l'intensité de pluie. En effet, étant donné que l'eau de ruissellement n'entre pas en contact avec le lisier, le taux d'épandage et le délai épandage-pluie n'influencent pas l'eau de ruissellement. Par conséquent, ces deux traitements n'ont plus de signification sur le plan statistique; d'ailleurs, les discussions qui suivent le démontrent bien.

Comme dans le cas du lisier en surface, l'interaction entre le taux d'épandage et l'intensité de pluie et celle entre le délai épandage-pluie et l'intensité de pluie ne présentent pas d'effet significatif sur le rapport bx/bt. Une exception est cependant remarquée quant à l'interaction entre le délai et l'intensité de pluie pour l'eau de ruissellement diluée à 10% AAP-N-P et ce, à l'intensité de pluie I2 (tableau 3.8). En effet, la figure 4.11 permet de constater qu'à l'intensité de pluie de 22 mm/h, il se produit une diminution du rapport bx/bt

lorsque le délai passe d'une à 48 heures. Avec les considérations émises dans le paragraphe précédent, tout laisse croire qu'une erreur expérimentale pourrait être à l'origine de cette différence.

D'ailleurs, en observant les résultats bruts présentés à l'annexe 4, on peut se questionner sur l'exactitude des résultats d'une série d'échantillons correspondant à un arrosage simultané de neuf bacs de sol (no. 34, 35, 36, 70, 71, 72, 106, 107 et 108). Cette série, qui correspond justement à l'interaction D2xI2 (figure 3.5), est la seule de toute qui ne présente aucune croissance algale à la dilution 10% AAP-N-P alors que celle de D0xI2 en présente une. Pour cette raison, l'erreur expérimentale est la cause la plus plausible pouvant être retenue pour expliquer qu'à l'intensité de pluie de 22 mm/h, il se produit une diminution du rapport bx/bt lorsque le délai entre l'épandage à 20 centimètres dans le sol et la pluie passe d'une à 48 heures.

L'interaction entre le taux d'épandage et le délai n'est pas significative lorsque le lisier est enfoui dans le sol de façon similaire à l'interaction T0 x D (section 5.2 A) étudiée pour le lisier en surface. L'interaction inverse, soit l'observation des différences entre les taux d'épandage à un délai donné, ne présente évidemment pas d'effet significatif sur le rapport bx/bt puisque le lisier est enfoui.

5.3 RÉSUMÉ DES EFFETS DES TRAITEMENTS SUR LES RAPPORTS BX/BT MESURÉS DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE

Ce résumé présente toutes les différences significatives du rapport bx/bt décelées au cours de cette étude alors que les différences non-significatives n'y sont pas mentionnées.

- Le mode d'épandage a une influence sur le développement de l'algue *S. capricornutum* mesuré dans les eaux de ruissellement agricole. En effet, cette étude permet de constater que le rapport bx/bt mesuré dans l'eau de ruissellement provenant de sol où le lisier de porc est épandu en surface est plus élevé que celui mesuré dans l'eau de ruissellement provenant de sol où le lisier est enfoui. Lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la quantité de nutriments entraînée dans l'eau de ruissellement serait supérieure à celle observée lors de l'épandage en enfouissement parce que l'eau est en contact direct avec le lisier de porc et que les conditions d'écoulement sont modifiées.

- Le taux d'épandage a également un effet sur le développement de l'algue *S. capricornutum* mesurée dans les eaux de ruissellement agricole. Ainsi, le rapport bx/bt mesuré dans l'eau de ruissellement provenant de sol où 150 ou 300 kg N/ha (T1 et T2) de lisier de porc ont été épandus en surface, est plus élevé que celui mesuré dans l'eau de ruissellement provenant du sol témoin (T0). Ces résultats concordent avec ceux de Gangbazo *et al* (1990) qui montrent que, de la même façon que le rapport bx/bt, les quantités d'azote sont supérieures à T1 et T2

comparativement à T0. Certains processus hydrologiques pourraient être à l'origine de ces différences. Ainsi, au taux d'épandage de 300 kg N/ha, on observe un temps de réponse au ruissellement plus rapide et un volume d'eau ruisselé plus élevé comparativement au témoin alors que le taux d'infiltration, lui, est réduit (Gangbazo *et al*, 1990).

-De plus, le même phénomène est observé à un délai épandage-pluie donné, soit un rapport bx/bt plus élevé au taux d'épandage le plus fort (T2) qu'aux autres taux (T0 et T1). Les différences sont toutefois plus marquées au délai le plus court (1h) qu'aux deux autres délais (24 et 48h). Cette tendance est d'ailleurs observée pour la concentration en azote total montrant qu'au délai d'une heure, plus de nutriments sont ruisselés.

-Dans ce sens, mentionnons que le rapport bx/bt est aussi plus élevé au taux d'épandage le plus fort comparativement aux deux autres taux et ce, à une intensité de pluie donnée. Cette tendance se produit plus particulièrement à l'intensité de pluie I2 mais aussi à I1. Ces différences peuvent s'expliquer par la présence accrue d'azote total (NTK) aux taux d'épandage T1 et T2 comparativement au témoin (T0), ceci est observé à tout le moins à l'intensité de pluie I2. La baisse du taux d'infiltration et conséquemment la hausse du volume d'eau ruisselé, qui ont été observées par Gangbazo *et al* (1990) à une intensité de pluie donnée, pourraient être à l'origine des augmentations de nutriments et du rapport bx/bt mentionnées ci-haut.

-L'effet du délai entre l'épandage en surface et le premier événement pluvieux, mesuré sur la croissance de l'algue *S. capricornutum* dans des eaux de ruissellement agricole, n'est per-

ceptible qu'au taux d'épandage le plus élevé soit 300 kg N/ha. Ainsi, le rapport bx/bt est plus faible à mesure que le délai entre l'épandage T2 et la pluie s'allonge. C'est probablement seulement à ce taux que les différences entre les nutriments sont suffisamment marquées pour provoquer une différence entre les rapports bx/bt mesurés aux trois délais entre l'épandage et le premier événement pluvieux. On remarque d'ailleurs, qu'au délai le plus long (48 h), les quantités de nutriments sont plus faibles et que le taux d'infiltration est meilleur comparativement au délai plus court (1 h) (Gangbazo *et al*, 1990), ce qui pourrait expliquer les différences observées concernant bx/bt.

-L'intensité de pluie a également un effet sur le développement de l'algue *S. capricornutum* mesuré dans les eaux de ruissellement agricole mais seulement lorsqu'un délai d'une heure est respecté entre l'épandage du lisier de porc en surface et le premier événement pluvieux. Dans ce cas, le rapport bx/bt est plus faible à l'intensité de pluie la plus forte (I2) comparativement à I1 pour la seule dilution 0,1% AAP. Ces observations sont en accord avec celles de Gangbazo *et al* (1990) qui dénotent que la quantité d'azote mesurée dans les eaux de ruissellement agricole est plus grande à l'intensité de pluie I1 qu'à I2, non seulement au délai épandage-pluie le plus court (D0) mais aussi aux autres délais de 24 et 48 heures (D1 et D2). Le temps de contact plus court entre l'eau et le lisier à I2 comparativement à I1 pourrait être à l'origine des quantités plus faibles d'azote et de biomasse algale mesurées à cette intensité (I2) par rapport à I1.

5.4 ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC AVEC *S. CAPRICORNUTUM*

L'hypothèse de la toxicité des échantillons d'eau de ruissellement a été explorée préférentiellement à celle des facteurs limitants malgré que ces derniers soient tout de même identifiés à l'annexe 6. Trois raisons précises permettent d'exploiter l'hypothèse de la toxicité. Premièrement, parce que l'on considère qu'une période d'incubation de 14 jours pour *S. capricornutum* est amplement suffisante pour permettre à l'organisme d'atteindre le stade stationnaire de son développement. En effet, une période d'incubation de seulement huit jours est considérée assez longue pour que l'algue atteigne une croissance maximum (Joubert, 1983). Les courbes de croissance établies par Shiroyama *et al* (1975) montrent par ailleurs, une croissance maximum après seulement sept jours. Deuxièmement, parce que des travaux similaires utilisant du sol arable et du lisier de porc en avaient déjà fait état (Papineau, 1985). Finalement, parce que les pourcentages d'inhibition obtenus dans cette étude diminuent à mesure que les concentrations des échantillons décroissent. Ce processus est considéré comme étant le produit d'effets toxiques causés par des substances contenues dans l'échantillon d'eau (Joubert, 1983).

Il est cependant important de mentionner que le protocole de cette étude n'était pas conçu, à prime abord, pour évaluer la toxicité. Pour cette raison, les résultats obtenus permettent seulement de calculer une plage de valeurs de toxicité plutôt qu'une valeur précise.

Les données utilisées pour effectuer ces calculs sont celles des cinq dilutions du milieu AAP complet. Les données du milieu AAP sans azote et sans phosphore (AAP-N-P) ne sont pas utilisables puisqu'une seule dilution de l'eau de ruissellement a été effectuée, rendant ainsi la détermination de la CI_{50} impossible.

Afin d'augmenter la précision des calculs de toxicité, les échantillons ont été placés par groupe de six, soit les trois répétitions d'un même traitement et les deux intensités de pluie puisque dans la réalité, ce paramètre demeure incontrôlable.

Il est important de mentionner que les mesures de PF utilisées sont des PF corrigés en fonction des écarts du témoin tel que décrit à la section 3.5 A. De plus, le détail des calculs des unités toxiques pour l'eau de ruissellement et le lisier est présenté à la section 3.4 B et à l'annexe 6. Les valeurs de PF qui ont servi pour ces calculs sont, quant à elles, présentées à l'annexe 7, pour ce qui est de l'eau de ruissellement, et à l'annexe 8 en ce qui a trait au lisier de porc. L'essentiel des résultats concernant les unités toxiques est présenté ci-après au tableau 5.4.

Ce tableau permet de constater la grande toxicité des eaux de ruissellement agricole. Une seule série d'échantillons est considérée non-toxique dans le cas du lisier enfoui soit au taux d'épandage le plus élevé (T2) et au délai épandage-pluie le plus long. Cependant, étant donné qu'un doute a déjà été émis concernant la validité de ces échantillons (section 5.2 D), ce résultat ne sera pas considéré. Ce tableau permet également de mettre en évidence la très grande toxicité

Tableau 5.4 - Toxicité des eaux de ruissellement agricole et du lisier de porc mesurée avec *S. capricornutum* (U.T)

	Lisier en surface			Lisier enfoui		
DÉLAI	**D0**	**D1**	**D2**	**D0**	**D1**	**D2**
TAUX - T0	<10 TF	<10 TF	10<X<20 TTF	10<X<20 TTF	D.M	10<X<20 TTF
T1	10<X<20 TTF	10<X<20 TTF	<10 TF	10<X<20 TTF	D.M	10<X<20 TTF
T2	20<X<100 TTF	<10 TF	<10 TF	10<X<20 TTF	D.M	AT *
	Lisier brute					
	100<X<200 TTF					

Légende:

* Résultat douteux
D.M Donnée manquante

AT Aucune toxicité
TF Toxicité faible
TM Toxicité moyenne
TF Toxicité forte
TTF Toxicité très forte

T0 (0)
T1 (150)
T2 (300)
T=>Taux d'épandage (kg N/ha)

D0 (1 h)
D1 (24 h)
D2 (48 h)
D=>Délai épandage-pluie

du lisier brut.

La toxicité d'une eau de ruissellement provenant de sol sans lisier (T0) ou provenant de sol avec du lisier enfoui à 20 cm dans le sol (M2) est surprenante puisqu'on aurait pu s'attendre au contraire. Il est toutefois possible de l'expliquer par la présence de matière organique (M.O.)

dans le sol puisque cette substance possède des propriétés d'agent toxique mais également d'agent chélateur (Saunders, 1957). La chélation des métaux traces toxiques bénéficie à l'algue, alors que la complexation d'éléments de croissance lui nuit. Jackson et Hecky (1980) ont rapporté qu'une composante de la M.O., la matière humique, libérée dans l'eau de lac ou de réservoir causait une diminution progressive de la productivité primaire due à une séquestration du fer et d'autres éléments traces. Cette séquestration a pour conséquence d'empêcher les algues d'utiliser complètement le phosphore et l'azote disponibles. La M.O. peut également agir indirectement en apportant des substances toxiques, en modifiant la turbidité et le pH de l'eau (Jackson et Hecky, 1980).

D'ailleurs, une toxicité semblable a déjà été détectée à l'aide de *S. capricornutum* sur des eaux de percolation provenant de sol agricole. Selon Papineau (1985), cette eau s'avérait être moins favorable pour la croissance de l'algue que le milieu AAP de contrôle. Elle affirmait également que la diminution de la croissance algale de ces eaux provenait probablement de la séquestration par la M.O. des éléments nutritifs. Le pourcentage le plus élevé de M.O. contenu dans ces sols était de 3.1%, alors qu'ici, il est de 4.1% (voir tableau 3.2). Il est donc tout à fait plausible que le même phénomène se soit produit avec nos eaux de ruissellement agricole provenant de sol sans lisier (M1, T0) ou de sol avec du lisier enfoui (M2).

La toxicité de l'eau de ruissellement provenant de sol où du lisier avait été épandu en surface permet de penser que la M.O. du lisier pourrait agir de la même façon que la M.O. du sol, soit en empêchant l'utilisation complète de l'azote et du phosphore. Il est important de noter que la composition en M.O. des lisiers de porc provenant de la région du bassin de la rivière Saint-François en l'Estrie varie de 70 à 90% (Agriculture Canada, 1984). Le rôle important des composés organiques dans l'inhibition de la croissance des algues a déjà été mis en évidence par Papineau (1985) afin de déterminer l'impact de l'épandage de lisier de porc sur les eaux de percolation agricole.

La toxicité du lisier brut est très marquée, ce qui est en accord avec les observations de Papineau (1985). Elle provient possiblement des grandes quantités de nutriments, de métaux traces et de M.O. contenues dans le lisier. Pour plus de détails, se référer à la section 2.1.

Il est important de souligner que le rôle attribué précédemment à la M.O. est seulement une hypothèse pour expliquer la toxicité de l'eau de ruissellement agricole et du lisier. Dans les faits, les résultats de cette étude ne permettent pas de déceler l'origine de la toxicité.

5.5 ÉVALUATION DU POTENTIEL EUTROPHISANT DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC

Dans l'annexe 6, les calculs du pourcentage d'inhibition sont parfois négatifs démontrant une croissance algale supérieure à ce qui devait se produire selon les prédictions faites à l'aide des analyses chimiques (PF théorique). Le tableau 5.5 montre à partir de quelle dilution, parmi

celles utilisées (10%, 5%, 1%, 0,5%, et 0,1% AAP), l'eau de ruissellement et le lisier produisent un effet stimulant sur *S. capricornutum* qui peut être qualifié de potentiel eutrophisant. Seules les valeurs d'inhibition supérieures à -20% ont été retenues afin de tenir compte de la variabilité inhérente à la méthode telle que décrite par Green *et al* (1975).

Tableau 5.5 - Concentration des eaux de ruissellement et du lisier brut avec potentiel eutrophisant (%)

	Lisier en surface			Lisier enfoui		
DÉLAI	D0	D1	D2	D0	D1	D2
TAUX- T0	0,5<X<1	5<X<10	5<X<10	5<X<10	D.M	1<X<5
T1	0,5<X<1	<0,1	0,1<X<0,5	5<X<10	D.M	1<X<5
T2	<0,1	<0,1	0,1<X<0,5	0,5<X<1	D.M	*5<X<10

Lisier brute
0,25<X<0,5

Légende

* Résultat douteux
D.M Donnée manquante

T0 (0)
T1 (150)
T2 (300)
T=>Taux d'épandage (kg N/ha)

D0 (1 h)
D1 (24 h)
D2 (48 h)
D=>Délai épandage-pluie

Les eaux de ruissellement provenant de sol sans lisier ou de sol avec du lisier enfoui ont un effet stimulant sur *S. capricornutum* à des dilutions allant de 0,5 à 10% AAP. Celles provenant de sol où l'épandage de lisier s'est effectué en surface ont un effet stimulant à des concentrations

plus faibles soit de <0,1 à 1% AAP.

Quant au lisier brut, il exerce un effet stimulant sur *S. capricornutum* à des concentrations encore plus faibles qui vont de 0,25 à 0,5% AAP. Ces valeurs se situent dans le même ordre de grandeur que celles mesurées par Papineau (1985) également sur du lisier de porc, soit 0,1%.

Le lisier de porc et les eaux de ruissellement agricole provenant de sol où du lisier est épandu en surface ont donc besoin d'être dilués davantage que les eaux de ruissellement agricole provenant de sol sans lisier ou avec du lisier enfoui, pour que l'effet d'inhibition sur *S. capri-cornutum* disparaisse et que le potentiel eutrophisant se manifeste.

6 . CONCLUSION

En conclusion, deux aspects distincts se dégagent de la présente étude: d'abord les effets des divers traitements sur les eaux de ruissellement agricole, puis l'évaluation de la toxicité et du potentiel eutrophisant de ces eaux et du lisier de porc.

6.1 EFFETS DES DIVERS TRAITEMENTS SUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE

Cette étude a permis d'une part, de confirmer certains faits établis à partir d'analyses physico-chimiques concernant les pratiques culturales en relation avec l'épandage de lisier de porc (mode d'épandage et respect d'un délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux) et leurs répercussions sur les eaux de ruissellement agricole. D'autre part, l'étude a permis d'étendre les conclusions sur les répercussions quant à la toxicité et le potentiel eutrophisant de ces eaux de ruissellement agricole. Ainsi, l'application de lisier de porc à un taux d'épandage adapté au type de sol, à la pente et à la culture (tel que prescrit par les agronomes dans les plans de fertilisation), de même que le respect d'un long délai entre l'épandage de lisier de porc en surface du sol et le premier événement pluvieux à survenir (24 h, 48 h, ou plus), pourraient tous deux contribuer à diminuer les risques de pollution par les eaux de ruissellement agricole. L'enfouissement du lisier demeure cependant un des facteurs qui contribuent le plus à atténuer ces risques puisqu'il élimine le contact entre l'eau et le lisier de porc.

Pour ce qui est de l'intensité de pluie, mentionnons qu'elle semble être un facteur moins déterminant que le temps de contact entre l'eau de pluie et le lisier en ce qui concerne les risques de pollution des eaux de ruissellement agricole.

Ainsi donc, il serait avantageux pour les producteurs agricoles qui doivent épandre des engrais de ferme, de consulter davantage les prévisions météorologiques afin d'éviter l'épandage immédiatement avant un événement pluvieux; précaution d'autant plus essentielle, si on prévoit une pluie de longue durée.

6.2 TOXICITÉ ET POTENTIEL EUTROPHISANT DES EAUX DE RUISSELLEMENT AGRICOLE ET DU LISIER DE PORC SUR *S. CAPRICORNUTUM*

L'hypothèse de la toxicité des échantillons est utilisée pour expliquer les inhibitions de croissance de *S. capricornutum*. Les considérations suivantes peuvent être évoquées pour expliquer les résultats obtenus:

-L'eau de ruissellement agricole provenant de sol sans lisier (T0) ou de sol avec du lisier de porc enfoui présente une toxicité élevée à très élevée. La séquestration des éléments nutritifs par la matière organique du sol pourrait être à l'origine des diminutions de croissance observées. Mentionnons également que cette eau commence à montrer un pouvoir stimulant pour *S. capricornutum* à partir de dilutions allant de 0,5 à 10% AAP.

-L'eau de ruissellement agricole provenant de sol où du lisier est épandu en surface (T1 et T2) pourrait contenir, de la même façon qu'un sol sans lisier ou avec lisier enfoui, suffisamment de matière organique pour empêcher l'utilisation complète des nutriments. Sa toxicité est d'ailleurs qualifiée d'élevée à très élevée; cette eau provoque cependant une stimulation de croissance sur *S. capricornutum* à partir de concentrations plus faibles que celles de l'eau de ruissellement provenant de sol sans lisier ou avec du lisier enfoui, soit une valeur inférieure à 0,1% AAP jusqu'à une dilution de 0,5% AAP.

-La toxicité du lisier de porc brut est, quant à elle, très forte. Celle-ci pourrait provenir des grandes quantités de nutriments et de matière organique contenues dans le lisier de porc. Ce produit provoque d'ailleurs un effet stimulant sur *S. capricornutum* à partir de concentrations plus faibles que celles des eaux de ruissellement agricole soit 0,25 a 0,5% AAP.

-Dans l'avenir, il serait intéressant de concevoir un modèle mathématique qui intégrerait des facteurs tels que ceux décrits dans cette étude (le taux et le mode d'épandage, le délai entre l'épandage et le premier événement pluvieux et l'intensité de pluie) ainsi que d'autres facteurs comme la température, la saison, la pente, etc., et ce, pour chaque intervenant d'un bassin versant. De cette façon, la dilution des nutriments contenus dans les eaux de ruissellement agricole à son arrivée dans un cours d'eau pourrait être prévue en fonction de ces facteurs. Ainsi, l'effet éventuel des pratiques d'épandage abusives des déjections animales sur le milieu récepteur pourrait être prévu et prévenu.

7 . BIBLIOGRAPHIE

AGRICULTURE CANADA (1984). Le fumier dans le bassin de la rivière St-François - Composition chimique, quantités produites, utilisation. Bulletin technique 1984-5F, Division générale de la recherche, 85 pages.

APHA (1980). Bioassay methods for aquatic organisms. Dans: Standard Method for the examination of water and wastewater. 15th edition. Greenberg, A.E., Connors, J.J., et D.Jenkins, Éditeurs. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington D.C., 615 pages.

APHA (1985). Standard methods for examination of water and wastewater. 15th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. New York, 1134 p.

APHA (1975). Determination of inorganic constituents. Dans: Standard methods for examination of water and wastewater. 14th edition. Greenberg, A.E., Connors, J.J. et D.Jenkins, Éditeurs. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. New York, 1193 p.

ASSOCIATION DES FABRICANTS D'ENGRAIS DU QUÉBEC (1990). Guide de fertilisation, 3ième édition, publié par A.F.E.Q. 128 p.

AZEVEDO, J. et P.R.STOUT (1974). Farm animal manures. Manual 44, University of California, Agricultural Experimental Station. Davis, California, U.S.A.

BEASLEY, D.B. et L.F.HUGGINS (1981). ANSWERS users manual. U.S. environmental Protection Agency. Rapport No. EPA-905/9-82-001: 54 p.

BÉDARD, A. (1989). Effets des pratiques culturales et de la pente du terrain sur la biodisponibilité du phosphore dans les eaux de ruissellement agricole. Mémoire de thèse de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec.

BERNARD, C. (1986). La modélisation de la pollution agricole diffuse. Dans: La pollution diffuse et la protection de l'environnement. 13e Colloque de génie rural. Université Laval. Québec. Canada. p.112-145.

BOTTOM, J.D., J.L.TARABA et I.J.ROSS (1983). Quality of runoff as function of time delay between manure application and rainfall event. ASAE paper No 83-2614. ASAE, St-Joseph, Michigan; 30 p.

BOUCHARD, R. (1986). Cartographie des paramètres environnementaux de l'élevage du porc à partir d'un système d'information à référence spatiale (S.I.R.S.). Thèse de maîtrise présentée à la faculté des lettres, Université Laval. 133 p.

BRADY, N.C. (1974). The nature and properties of soils. 8e edition. MacMillan Publishing Co., New York.

BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC (1980). Bovins, ovins. Québec, Gouvernement du Québec, 4 p.

CAMPBELL, P. (1988). Cours 7104-Eaux courantes, Chapitre III: Variabilité régionale de la qualité physico-chimique des eaux courantes. INRS-EAU. Université du Québec, Québec. 93 p.

CHIAUDANI, G et M.VIGHI (1978). The use of *Selenastrum capricornutum* batch cultures in toxicity studies. Mitt. Int. Verein. Limnol., 21:316-329.

CHRISTENSEN, E.R. et J.SCHERFIG (1979). Effects of manganese, copper and lead on *Selenastrum capricornutum* Chlorella stigmaphora. Water Research., 13:79-82.

C.P.V.Q. (1986). La dégradation des sols agricoles au Québec: causes, effets, prévention et correction. Bulletin technique #13, Conseil des Productions Végétales du Québec. AGDEX 570. 147 p.

COOK, D.J., W.T.DICKINSON, et R.P.RUDRA (1985). GAMES. Guelph model for evaluating the effects of agricultural management systems on erosion and sedimentation. User's manual. University of Guelph, Guelph. Ontario. 75 p.

COTÉ, D. (1990). Vers une gestion des engrais favorable à la conservation de l'eau. Dans: Colloque sur la conservation de l'eau (12 et 13 février 1990). Conseil des Productions végétales du Québec. p.199-218.

COUILLARD, D. (1982). Toxicité des eaux de ruissellement de la fonte de neige en milieu urbain. Water Research, 16:1197-1205.

COUILLARD, D. et D.A.CLUIS (1980a). Generation of polluting loads within rivers bassins. Water Research, 14:1621-1630.

COUILLARD, D. et D.A.CLUIS (1980b). Estimation of the downstream river water quality with a pollution land-use data bank. Water Supply Mgt, 4:194-196.

COUILLARD, D et Y.LEFEBVRE (1986). Indice de la qualité de l'eau pour détecter l'impact de la pollution diffuse urbaine. Can.J.Civil. Engineering, 13(6):631-639.

COUILLARD, D et R.TRUDEL (1981). Influences des rejets d'usines de pâtes et papiers sur les macro-invertébrés, les bactéries et l'eutrophisation d'une rivière. Water Research, 15:1331-1342.

COUILLARD, D. et R.D.TYAGI (1988). Étude des chocs qualitatifs et quantitatifs des eaux de ruissellement urbain sur un système de traitement à boues activées-Study of qualitative and quantitative shock loading of activated sludge plants to urban land runoff. Environmental Technology, 9(12):1327-1343.

COUILLARD, D. et R.D.TYAGI (1990). Effets chocs hydrauliques des eaux usées de ruissellement urbain sur un système de traitement des eaux. Environmental Technology, 11(7):635-651.

COUTURE, P., D.COUILLARD et G.CROTEAU (1981). Un test biologique pour caractériser la toxicité des eaux usées. Environmental Pollution, B2:217-222.

COUTURE, P., S.A.VISSER, R.VAN COILLIE et C.BLAISE (1985). Algal bioassays: their significance in monitoring water quality with respect to nutrients and toxicants. Schweiz. Z. Hydrol., 47(2):127-158.

CRANE, S.R., P.W.WESTERMAN et M.R.OVERCASH (1981). Short-term chemical transformations following land application of poultry manure. Trans. ASAE; 24(2):382-390.

CULLEY, J.L.B. et G.M.BARNETT (1984). Land disposal of manure in the province of Quebec. Can.J. Soil Sci., 64:75-86.

CULLEY, J.L.B. et P.A.PHILLIPS (1982). Bacteriological quality of surface and subsurface runoff from manured sandy clay loam soil. J.Environ.Qual., 11(1):155-158.

DUTHION, C. (1981). Nitrogen leaching after spreading pig manure. Dans: Nitrogen Losses and Surface Run-off, Édité par J.C.Brogan. ECSC, EEC, EAEC, Bruxelle-Luxembourg. p.274-283.

GANGBAZO, G. (1991). Effets des événements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage du lisier de porc. Mémoire de thèse de doctorat, INRS-Eau, Université du Québec.

GANGBAZO, G., D.CLUIS, D.COUILLARD et A.PESANT (1990). Effet de la pluie sur les pertes d'azote suite à l'épandage du lisier de porcs au printemps. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole, Conseil des Productions végétales du Québec, 12 et 13 février 1990. p.118-135.

GREENE, J.C., W.E.MILLER, T.SHIROYAMA et T.E. MALONEY (1975). Utilization of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River. Water Air Soil Pollut., 4:415-434.

HARMON, L. et E.R.DUNCAN (1978). Summary of technical assessment on nonpoint pollution in Iowa. Iowa State University, Iowa, 36 p.

HEALEY, M.C. et R.R.WALLACE [ED].(1987).Canadian aquatique ressource. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci., 215: p.viii

HUETTL, P.J., R.C.WENDT et R.B.COREY (1979). Prediction of algal-available phosphorus in runoff suspensions. J. Environ.Qual., 9:130-132.

JACKSON, T.A. et R.E. HECKY (1980). Depression of primary productivity by humic matter in lake and reservoir waters of the Boreal Forest Zone. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 2300-2317.

JOUBERT, G. (1980). A bioessay application for quantitative toxicity measurements, using the green algae *Selenastrum capricornutum*. Water Research, 14:1759-1763.

JOUBERT, G. (1983). Méthode détaillée pour la mesure quantitative de la toxicité avec l'algue *Selenastrum capricornutum*. Environnement Québec, Gouvernement du Québec, P.Q., Canada, 29 p.

KHALEEL, R., G.R. Foster et K.R. Reddy (1979). A non-point source model for land areas receiving animal wastes: IV. Model inputs and verification for sediment and manure transport. Trans. ASAE 22(6):1362-1368.

KNISEL, W.G., éd. (1980). CREAMS. A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. U.S. Departement of Agriculture, Conservation Research Report No. 26, 640 p.

KRIDER, N.J., (1988). Assessing animal waste systems impact on groudwater: Occurences and potential problems. Dans: Rural groundwater contamination. Lewis Publishers Inc, Michigan, É.U. p.115-129.

LONG, F.L. (1979). Runoff water quality as affected by surface-applied dairy cattle manure. J. Environ. Qual., 8(2):215-218.

LONG, F.L., Z.F.LUND ET R.E.HERMANSON (1975). Effect of soil-incorporated dairy cattle manure on runoff water quality and soil properties. J. Environ. Qual., 4(2):163-166.

MASSÉ, J. (1981). Les élevages intensifs et la pollution des sources d'eau potable. Conférence de l'ordre des médecins vétérinaires du Québec, Montréal, 22 p.

McCASKEY, T.A., G.H.ROLLINS et J.A.LITTLE (1971). Water quality of runoff from grassland applied with liquid, semi-liquid and "dry" waste. Dans: Livestock waste management and pollution Abatment. Proc. int. symp. on Livestock wastes.ASAE publ. 271; ASAE; St-Joseph, Mich., 239 p.

MEYER, L.D. et D.L.McCUNE. (1958). Rainfall simulation for runoff plots. Agric. Eng., 39:644-648.

MILLER, W.E., J.C.GREENE et T.SHIROYAMA (1978). The *S.capricornutum* Printz algal assay bottle test. EPA, Corvallis, Oregon, USA, 126 p.

MAPAQ. (1983). Manuel de gestion agricole des fumiers. Gouvernement du Québec. Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 227 p.

MENVIQ. (1988). Effet des activités agricoles sur la pollution du fleuve St-Laurent. Dir. Assainissement agricole; Ministère de l'Environnement du Québec. Ste-Foy. Document interne. 62 p.

NOVOTNY, V. et G.CHESTERS (1981). Handbook of nonpoint pollution. Sources and management. Van Nostrand Reinhold Co. New-York. p.1-24.

PAPINEAU, M. (1985). Évaluation de l'effet de l'épandage de lisier de porc sur la qualité des eaux de drainage à l'aide d'un bio-essai avec l'algue *Selenastrum capricornutum*. Mémoire de thèse de maîtrise, INRS-eau, 102 p.

PATNI, N.K., H.R.TOXOPEUS et P.JUI (1982). Bacteriological quality of surface drainage water in manured cropland. Présenté au congrès d'hiver de: American society of agricultural engineers, Palmer House, Chicago, Illinois. Doc, no. 82-2557. 7 p.

PESANT, A.R. ET F. BOIVIN (1985). Photo-interprétation de la pente, de la superficie et du type de dépôt des sols cultivés en maïs dans les comtés de Richmond, Sherbrooke et Stanstead. p.46-49 dans Faits saillants des travaux de la station de recherche de Lennoxville, Québec, Agriculture Canada.

RASCHKE, R.L. et D.A.SCHULTZ (1987). The use of the algal growth potential test for data assessment. Journal WPCF., 59(4):222-227.

REDDY, K.R., M.R.OVERCASH, R.KHALEEL et P.W.WESTERMAN (1980). Phosphorus adsorbtion-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of animal wastes. J. Environ. Qual., 9(1):86-92.

RITTER, W.F. (1986). La pollution diffuse: sources, impacts sur l'agriculture et perspectives. Traduit par R. Lagacé et A. St-Yves. Publié dans La pollution diffuse et la protection de l'environnement. 13e Colloque de Génie Rural, Université Laval. Québec, Canada, 20 p.

ROSS, I.J., S.SIZEMORE, J.P.BOWDEN et C.T.HAAN (1978). Effects of soil injection of liquid dairy manure on the quality of surface runoff. University of Kentucky Water Resource Research Institute, Lexington, KY, Research Report No 113, 66 p.

ROSS, I.J., S.SIZEMORE, J.P.BOWDEN et C.T.HAAN (1979). Quality of runoff from land receiving surface application and injection of liquid dairy manure. Trans. ASAE; 22(5):1058-1062.

SALEHI,F., A.R.PESANT, S.BÉDARD et LAGACÉ (1993). Erodibility of Quebec Eastern Township soil series. Soumis à: Can. J. Agric. Eng.

SAUNDERS, G.W. (1957). Interrelations of dissolved organic matter and phytoplancton. Bot. Rev., 23:389.

SHERWOOD, M.T. (1980). The effects of landspreading of animal manures on water quality. Dans: Effluents from livestock. Grasser, J.K.R. (ed). Applied Science Pub. Ltd., London, p.379-395.

SHERWOOD, M. et A.FANNING (1981). Nutrient content of surface run-off water from land treated with animal wastes. Dans: Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures. Édité par J.C.Brogan. Martinus Nijhoff/Dr.W.Junk publishers the Hague/Boston/London. p.5-17.

SHIROYAMA, T., W.E.MILLER et J.C.GREENE (1974). The effects of nitrogen and phosphorus on the growth of *Selenastrum capricornutum* Printz. Dans: Biostimulation Workshop Proceedings, October 16-18, 1973, Corvallis Ore.

SHIROYAMA, T., W.E.MILLER et J.C.GREENE (1975). Effect of nitrogen and phosphorus on the growth of *Selenastrum capricornutum.* Dans: Proc. Biostim. Nutr. Assess. Workshop. p.132-142. 16-17 octobre 1973. EPA-660-3-75-034.

SIMARD, G. (1977). Étude hydrogéologique sur la protection des eaux souterraines à St-Rock de l'Achigan, comté de l'Assomption. Ministère des richesses naturelles, Services des Eaux Souterraines. Rapport No 946, 10 p.

SPRAGUE, J.B. et B.A.RAMSAY (1965). Lethal levels of mixed copper-zinc solutions for juvenile salmon. J.Fish.Res.Bd Can., 22:425-432.

STATISTICAL GRAPHICS CORPORATION (1986). STATGRAPHICS, user's guide. Copyright 1986 STSC, Inc. Rockville, Maryland, États-Unis.

STATISTIQUE CANADA (1951). Recensement agricole, 1951.

STATISTIQUE CANADA (1981). Recensement agricole, 1981.

TAIGANIDES, E.P. et T.E. HAZEN (1966). Properties of farm animal excreta. Trans. Am. Soc. Agric. Engs., 9:374-376.

THOMPSON, P.A., P.COUTURE, P.CLUIS, D.VISSER, S.A.CAILLER, M.BLACKBURN (1987). Évaluation du danger de l'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de percolation provenant de diverses classes texturales de sol. Rapport scientifique no.207. INRS-EAU, Québec, Canada, p.5.

USEPA. (1984). Report to congress: nonpoint source pollution. Office of Water Programs Operation, Washington, D.C.

VALLÉE,P. (1989). La valorisation des déjections animales: problématique et éléments de solutions. Conférence présentée à la corporation des agronomes de la région des Cantons de l'Est. Sherbrooke, Québec. 28 p.

VAN COILLIE, R., P.COUTURE et S.VISSER (1983). Use of algae in aquatic ecotoxicology. Dans: Aquatic Toxicology, J.O. Nriagu (ed.), John Wiley and Sons, N.Y., p.488-502.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968). Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE' Paris, Rapport DAS/CSI/68.27, 182 p.

WENDT, R.C. et R.B.COREY (1980). Phosphorus variations in surface runoff from agricultural lands as a function of land use. J. Environ. Qual., 9(1):130-136.

WESTERMAN, P.W. et M.R.OVERCASH (1981). Short-term attenuation of runoff potential of land-applied swine and poultry manure. Dans: Proc. 4th International Symposium on livestock waste/1980. ASAE; St-Joseph, Mich., p.289-292.

WESTERMAN, P.W., T.L.DONNELLY et M.R.OVERCASH (1983). Erosion of soil and poultry manure-A laboratory Study. Trans.ASAE; 26(4):1070-1078;1084.

WONG, P.T.S. et P.COUTURE (1986). Toxicity screening using phytoplankton. Dans: Dutka, B.J. et Bitton, G. (ed): Toxicology Testing Using Microorganisms. CRC Press, Boca Raton, Fla., p.79-100.

YOUNG, R.A., J.V. De PINTO, S.C.MARTIN et J.S.BONNER (1985). Algal-available particulate phosphorus in the great basin. J. Great Lakes Res., 11:434-446.

ANNEXES

ANNEXE 1

COMPOSITION DU MILIEU DE CULTURE AAP

ANNEXE 1 - COMPOSITION DU MILIEU DE CULTURE AAP

Eléments majeurs	Solution mère (mg/L)	Milieu de culture (mg/L)
$NaNO_3$	25,500	4,200(N)
$NaHCO_3$	15,000	11,001(Na) 2,143(C)
K_2PO_4	1,044	0,469(K) 0,186(P)
$MgSO_4, 7H_2O$	14,700	1,911(S)
$MgCl_2$	5,700	2,904(Mg)
$CaCl_2,2H_2O$	4,410	1,202(Ca)
Eléments traces	µg/L	µg/L
H_3BO_3	185,520	32,460(B)
$MnCl_2$	264,264	115,374(Mn)
$ZnCl_2$	0,3336	0,160(Zn)[1]
$CoCl_2$	0,1542	0,070(Co)[1]
$CuCl_2$	0,009	0,004(Cu)
$Na_2MoO_4,2H_2O$	7,260	2,878(Mo)
$FeSO_4$	149,6	55,00(Fe)

1- Les teneurs en Zn, Co et Fe sont les mêmes que celles utilisées par Chiaudani et Vighi (1978)

ANNEXE 2

ANALYSES CHIMIQUES ET PRÉDICTIONS DE BIOMASSE ALGALE

ANNEXE 2-ANALYSES CHIMIQUES ET PREDICTIONS DE BIOMASSE ALGALE

DILUTIONS	10Z AAP-N-P				10Z AAP				5Z AAP					
PREDICTIONS	PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P			PRED. N		PRED. P		
CALCULS	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	TEMOIN N	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	TEMOIN P
# ECH.														
1	0.04	1.52	0.01	4.30	3.96	150.48	0.17	73.10	3.92	3.94	149.72	0.17	70.95	0.16
2														
3	0.04	1.52	0.08	34.40	3.96	150.48	0.24	103.20	3.92	3.94	149.72	0.20	86.00	0.16
4	0.04	1.52	0.01	4.30	3.86	146.68	0.18	76.54	3.82	3.84	145.92	0.17	74.39	0.17
5	0.04	1.52	0.01	4.30	3.86	146.68	0.18	76.54	3.82	3.84	145.92	0.17	74.39	0.17
6	0.04	1.52	0.01	4.30	3.86	146.68	0.18	76.54	3.82	3.84	145.92	0.17	74.39	0.17
7														
8														
9														
10	0.04	1.52	0.02	8.60	4.03	153.14	0.19	82.99	3.99	4.01	152.38	0.18	78.69	0.17
11	0.04	1.52	0.02	6.45	4.03	153.14	0.19	80.84	3.99	4.01	152.38	0.18	77.62	0.17
12	0.04	1.52	0.01	4.30	4.03	153.14	0.18	78.69	3.99	4.01	152.38	0.18	76.54	0.17
13														
14														
15														
16	0.04	1.52	0.15	64.50	4.23	160.74	0.31	131.15	4.19	4.21	159.98	0.23	98.90	0.16
17	0.05	1.90	0.01	4.30	4.24	161.12	0.17	70.95	4.19	4.22	160.17	0.16	68.80	0.16
18	0.04	1.52	0.01	4.30	4.23	160.74	0.17	70.95	4.19	4.21	159.98	0.16	68.80	0.16
37	7.32	278.16	1.50	645.00	11.24	427.12	1.66	713.80	3.92	7.58	288.04	0.91	391.30	0.16
38	6.62	251.56	1.50	645.00	10.54	400.52	1.66	713.80	3.92	7.23	274.74	0.91	391.30	0.16
39	1.42	53.96	0.58	249.40	5.34	202.92	0.74	318.20	3.92	4.63	175.94	0.45	193.50	0.16
40	4.63	175.94	1.05	451.50	8.45	321.10	1.22	523.74	3.82	6.14	233.13	0.69	297.99	0.17
41	1.82	69.16	0.47	202.10	5.64	214.32	0.64	274.34	3.82	4.73	179.74	0.40	173.29	0.17
42	1.90	72.20	0.59	253.70	5.72	217.36	0.76	325.94	3.82	4.77	181.26	0.46	199.09	0.17
43	1.92	72.96	0.93	399.90	6.04	229.52	1.10	473.00	4.12	5.08	193.04	0.64	273.05	0.17
44	2.32	88.16	1.05	451.50	6.44	244.72	1.22	524.60	4.12	5.28	200.64	0.70	298.85	0.17
45	1.32	50.16	1.05	451.50	5.44	206.72	1.22	524.60	4.12	4.78	181.64	0.70	298.85	0.17
46	2.32	88.16	0.71	305.30	6.31	239.78	0.88	379.69	3.99	5.15	195.70	0.53	227.04	0.17
47	1.72	65.36	0.68	290.25	5.71	216.98	0.85	364.64	3.99	4.85	184.30	0.51	219.52	0.17
48	1.77	67.26	0.73	311.75	5.76	218.88	0.90	386.14	3.99	4.88	185.25	0.54	230.27	0.17
49	1.42	53.96	0.80	344.00	5.34	202.92	0.96	412.80	3.92	4.63	175.94	0.56	240.80	0.16
50	1.12	42.56	0.97	417.10	5.34	202.92	1.14	491.06	4.22	4.78	181.64	0.66	282.51	0.17
51	1.32	50.16	1.00	430.00	5.54	210.52	1.17	503.96	4.22	4.88	185.44	0.67	288.96	0.17
52	1.13	42.94	0.69	296.70	5.32	202.16	0.85	363.35	4.19	4.76	180.69	0.50	215.00	0.16
53	1.28	48.64	0.82	352.60	5.47	207.86	0.98	419.25	4.19	4.83	183.54	0.57	242.95	0.16
54	0.68	25.84	0.39	167.70	4.87	185.06	0.55	234.35	4.19	4.53	172.14	0.35	150.50	0.16
73	27.02	1026.76	4.00	1720.00	31.04	1179.52	4.17	1793.10	4.02	17.53	666.14	2.17	933.10	0.17
74	27.02	1026.76	3.70	1591.00	31.04	1179.52	3.87	1664.10	4.02	17.53	666.14	2.02	868.60	0.17
75	25.02	950.76	3.60	1548.00	29.04	1103.52	3.77	1621.10	4.02	16.53	628.14	1.98	850.11	0.18
76	8.92	338.96	1.50	645.00	12.81	486.78	1.66	714.66	3.89	8.35	317.30	0.91	392.16	0.16
77	14.62	555.56	2.30	989.00	18.51	703.38	2.46	1058.66	3.89	11.20	425.60	1.31	564.16	0.16
78	12.22	464.36	2.15	924.50	16.11	612.18	2.31	994.16	3.89	10.00	380.00	1.24	531.91	0.16
79	4.32	164.16	1.35	580.50	8.44	320.72	1.52	653.60	4.12	6.28	238.64	0.85	363.35	0.17
80	5.42	205.96	1.50	645.00	9.54	362.52	1.67	718.10	4.12	6.83	259.54	0.92	395.60	0.17
81	4.20	159.60	1.05	451.50	8.32	316.16	1.22	524.60	4.12	6.22	236.36	0.70	298.85	0.17
82	4.72	179.36	1.10	473.00	8.74	332.12	1.27	546.10	4.02	6.38	242.44	0.72	309.60	0.17
83	4.82	183.16	1.25	537.50	8.84	335.92	1.42	610.60	4.02	6.43	244.34	0.80	341.85	0.17
84	3.92	148.96	1.00	430.00	7.94	301.72	1.17	503.10	4.02	5.98	227.24	0.67	288.10	0.17
85	2.82	107.16	1.25	537.50	6.84	259.92	1.42	610.60	4.02	5.43	206.34	0.80	341.85	0.17
86	2.42	91.96	1.40	602.00	6.64	252.32	1.56	669.94	4.22	5.43	206.34	0.86	368.94	0.16
87	2.72	103.36	1.50	645.00	6.94	263.72	1.66	712.94	4.22	5.58	212.04	0.91	390.44	0.16
88	1.72	65.36	0.55	236.50	5.94	225.72	0.71	306.16	4.22	5.08	193.04	0.44	187.31	0.16
89	2.46	93.48	1.15	494.50	6.68	253.84	1.31	564.16	4.22	5.45	207.10	0.74	316.91	0.16
90	2.12	80.56	1.00	430.00	6.34	240.92	1.16	499.66	4.22	5.28	200.64	0.66	284.66	0.16

ANNEXE 2-ANALYSES CHIMIQUES ET PREDICTIONS DE BIOMASSE ALGALE (SUITE 1)

DILUTIONS	10Z AAP-N-P				10Z AAP					5Z AAP					
PREDICTIONS	PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P			PRED. N		PRED. P			
CALCULS	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	TEMOIN N	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	TEMOIN P	
# ECH.															
19	0.04	1.52	0.01	4.30	4.26	161.88	0.16	68.80	4.22	4.24	161.12	0.16	66.65	0.15	
20															
21	0.04	1.52	0.01	4.30	4.26	161.88	0.16	68.80	4.22	4.24	161.12	0.16	66.65	0.15	
22	0.07	2.66	0.01	4.30	4.26	161.88	0.18	75.25	4.19	4.23	160.55	0.17	73.10	0.17	
23	0.08	3.04	0.01	4.30	4.27	162.26	0.18	75.25	4.19	4.23	160.74	0.17	73.10	0.17	
24	0.07	2.66	0.01	4.30	4.26	161.88	0.18	75.25	4.19	4.23	160.55	0.17	73.10	0.17	
25															
26															
27															
28															
29															
30															
31															
32															
33															
34	0.04	1.52	0.01	4.30	3.96	150.48	0.14	61.06	3.92	3.94	149.72	0.14	58.91	0.13	
35	0.04	1.52	0.01	4.30	3.96	150.48	0.14	61.06	3.92	3.94	149.72	0.14	58.91	0.13	
36	0.04	1.52	0.80	341.85	3.96	150.48	0.93	398.61	3.92	3.94	149.72	0.53	227.69	0.13	
55	0.04	1.52	0.01	4.30	4.26	161.88	0.16	68.80	4.22	4.24	161.12	0.16	66.65	0.15	
56	0.04	1.52	0.01	4.30	4.26	161.88	0.16	68.80	4.22	4.24	161.12	0.16	66.65	0.15	
57	0.04	1.52	0.01	4.30	4.23	160.74	0.16	70.09	4.19	4.21	159.98	0.16	67.94	0.15	
58	0.07	2.66	0.01	4.30	4.26	161.88	0.18	75.25	4.19	4.23	160.55	0.17	73.10	0.17	
59	0.07	2.66	0.01	4.30	4.26	161.88	0.18	75.25	4.19	4.23	160.55	0.17	73.10	0.17	
60	0.06	2.28	0.01	4.30	4.25	161.50	0.18	75.25	4.19	4.22	160.36	0.17	73.10	0.17	
61															
62															
63															
64															
65															
66															
67															
68															
69															
70	0.04	1.52	0.05	19.35	3.96	150.48	0.18	76.11	3.92	3.94	149.72	0.15	66.44	0.13	
71	0.04	1.52	0.08	34.40	3.96	150.48	0.21	91.16	3.92	3.94	149.72	0.17	73.96	0.13	
72	0.04	1.52	0.01	4.30	3.96	150.48	0.14	61.06	3.92	3.94	149.72	0.14	58.91	0.13	
91	0.04	1.52	0.01	4.30	4.23	160.74	0.16	70.09	4.19	4.21	159.98	0.16	67.94	0.15	
92															
93	0.04	1.52	0.01	4.30	4.23	160.74	0.16	70.09	4.19	4.21	159.98	0.16	67.94	0.15	
94	0.07	2.66	0.01	4.30	4.16	158.08	0.18	78.69	4.09	4.13	156.75	0.18	76.54	0.17	
95	0.07	2.66	0.01	4.30	4.16	158.08	0.18	78.69	4.09	4.13	156.75	0.18	76.54	0.17	
96	0.07	2.66	0.01	4.30	4.16	158.08	0.18	78.69	4.09	4.13	156.75	0.18	76.54	0.17	
97															
98															
99															
100															
101															
102															
103															
104															
105															
106	0.04	1.52	0.01	4.30	4.03	153.14	0.10	40.85	3.99	4.01	152.38	0.09	38.70	0.09	
107	0.04	1.52	0.01	4.30	4.03	153.14	0.10	40.85	3.99	4.01	152.38	0.09	38.70	0.09	
108	0.04	1.52	0.01	4.30	4.03	153.14	0.10	40.85	3.99	4.01	152.38	0.09	38.70	0.09	

ANNEXE 2-ANALYSES CHIMIQUES ET PREDICTIONS DE BIOMASSE ALGALE (SUITE 2)

DILUTIO	1Z AAP				0,5Z AAP				0,1Z AAP			
PREDICTIONS		PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P
CALCULS	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430
# ECH.												
1	3.92	149.11	0.16	69.23	3.92	149.04	0.16	69.02	3.92	148.98	0.16	68.84
2												
3	3.92	149.11	0.17	72.24	3.92	149.04	0.16	70.52	3.92	148.98	0.16	69.14
4	3.82	145.31	0.17	72.67	3.82	145.24	0.17	72.46	3.82	145.18	0.17	72.28
5	3.82	145.31	0.17	72.67	3.82	145.24	0.17	72.46	3.82	145.18	0.17	72.28
6	3.82	145.31	0.17	72.67	3.82	145.24	0.17	72.46	3.82	145.18	0.17	72.28
7												
8												
9												
10	3.99	151.77	0.18	75.25	3.99	151.70	0.17	74.82	3.99	151.64	0.17	74.48
11	3.99	151.77	0.17	75.04	3.99	151.70	0.17	74.71	3.99	151.64	0.17	74.45
12	3.99	151.77	0.17	74.82	3.99	151.70	0.17	74.60	3.99	151.64	0.17	74.43
13												
14												
15												
16	4.19	159.37	0.17	73.10	4.19	159.30	0.16	69.88	4.19	159.24	0.16	67.30
17	4.20	159.41	0.16	67.08	4.19	159.32	0.16	66.87	4.19	159.24	0.16	66.69
18	4.19	159.37	0.16	67.08	4.19	159.30	0.16	66.87	4.19	159.24	0.16	66.69
37	4.65	176.78	0.31	133.30	4.29	162.87	0.24	101.05	3.99	151.74	0.18	75.25
38	4.58	174.12	0.31	133.30	4.25	161.54	0.24	101.05	3.99	151.48	0.18	75.25
39	4.06	154.36	0.22	93.74	3.99	151.66	0.19	81.27	3.93	149.50	0.17	71.29
40	4.28	162.75	0.27	117.39	4.05	153.96	0.22	94.82	3.87	146.92	0.18	76.76
41	4.00	152.08	0.22	92.45	3.91	148.62	0.19	82.35	3.84	145.85	0.17	74.26
42	4.01	152.38	0.23	97.61	3.92	148.77	0.20	84.93	3.84	145.88	0.17	74.78
43	4.31	163.86	0.26	113.09	4.22	160.21	0.22	93.10	4.14	157.29	0.18	77.10
44	4.35	165.38	0.28	118.25	4.24	160.97	0.22	95.68	4.14	157.44	0.18	77.62
45	4.25	161.58	0.28	118.25	4.19	159.07	0.22	95.68	4.13	157.06	0.18	77.62
46	4.22	160.44	0.24	104.92	4.11	156.03	0.21	89.66	4.01	152.50	0.18	77.44
47	4.16	158.16	0.24	103.41	4.08	154.89	0.21	88.90	4.01	152.27	0.18	77.29
48	4.17	158.35	0.25	105.57	4.08	154.98	0.21	89.98	4.01	152.29	0.18	77.51
49	4.06	154.36	0.24	103.20	3.99	151.66	0.20	86.00	3.93	149.50	0.17	72.24
50	4.33	164.62	0.27	115.67	4.28	162.49	0.22	94.81	4.23	160.79	0.18	78.13
51	4.35	165.38	0.27	116.96	4.29	162.87	0.22	95.46	4.23	160.86	0.18	78.26
52	4.30	163.51	0.22	96.32	4.25	161.37	0.19	81.49	4.20	159.65	0.16	69.62
53	4.32	164.08	0.24	101.91	4.25	161.65	0.20	84.28	4.20	159.71	0.16	70.18
54	4.26	161.80	0.19	83.42	4.22	160.51	0.17	75.04	4.20	159.48	0.16	68.33
73	6.72	255.44	0.57	245.10	5.37	204.10	0.37	159.10	4.29	163.03	0.21	90.30
74	6.72	255.44	0.54	232.20	5.37	204.10	0.36	152.65	4.29	163.03	0.21	89.01
75	6.52	247.84	0.54	230.91	5.27	200.30	0.36	153.51	4.27	162.27	0.21	91.59
76	4.78	181.72	0.31	134.16	4.34	164.77	0.24	101.91	3.98	151.21	0.18	76.11
77	5.35	203.38	0.39	168.56	4.62	175.60	0.28	119.11	4.04	153.38	0.19	79.55
78	5.11	194.26	0.38	162.11	4.50	171.04	0.27	115.89	4.01	152.46	0.18	78.91
79	4.55	172.98	0.31	131.15	4.34	164.77	0.24	102.13	4.16	158.20	0.18	78.91
80	4.66	177.16	0.32	137.60	4.39	166.86	0.25	105.35	4.17	158.62	0.19	79.55
81	4.54	172.52	0.28	118.25	4.33	164.54	0.22	95.68	4.16	158.16	0.18	77.62
82	4.49	170.70	0.28	120.40	4.26	161.73	0.23	96.75	4.07	154.55	0.18	77.83
83	4.50	171.08	0.30	126.85	4.26	161.92	0.23	99.98	4.07	154.59	0.18	78.48
84	4.41	167.66	0.27	116.10	4.22	160.21	0.22	94.60	4.06	154.25	0.18	77.40
85	4.30	163.48	0.30	126.85	4.16	158.12	0.23	99.98	4.05	153.83	0.18	78.48
86	4.46	169.56	0.30	128.14	4.34	164.96	0.23	98.04	4.24	161.28	0.17	73.96
87	4.49	170.70	0.31	132.44	4.36	165.53	0.23	100.19	4.25	161.39	0.17	74.39
88	4.39	166.90	0.22	93.31	4.31	163.63	0.19	81.49	4.24	161.01	0.17	72.03
89	4.47	169.71	0.28	119.11	4.34	165.03	0.22	94.39	4.24	161.29	0.17	74.61
90	4.43	168.42	0.26	112.66	4.33	164.39	0.21	91.16	4.24	161.17	0.17	73.96

ANNEXE 2-ANALYSES CHIMIQUES ET PREDICTIONS DE BIOMASSE ALGALE (SUITE 3)

DILUTIO	1% AAP				0,5% AAP				0,1% AAP			
PREDICTIONS	PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P		PRED. N		PRED. P	
CALCULS	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430	N-INO	Nx38	O-PO4	Px430
# ECH.												
19	4.22	160.51	0.15	64.93	4.22	160.44	0.15	64.72	4.22	160.38	0.15	64.54
20												
21	4.22	160.51	0.15	64.93	4.22	160.44	0.15	64.72	0.15	5.70	0.15	64.54
22	4.20	159.49	0.17	71.38	4.19	159.35	0.17	71.17	4.19	159.25	0.17	70.99
23	4.20	159.52	0.17	71.38	4.19	159.37	0.17	71.17	4.19	159.25	0.17	70.99
24	4.20	159.49	0.17	71.38	4.19	159.35	0.17	71.17	4.19	159.25	0.17	70.99
25												
26												
27												
28												
29												
30												
31												
32												
33												
34	3.92	149.11	0.13	57.19	3.92	149.04	0.13	56.98	3.92	148.98	0.13	56.80
35	3.92	149.11	0.13	57.19	3.92	149.04	0.13	56.98	3.92	148.98	0.13	56.80
36	3.92	149.11	0.21	90.95	3.92	149.04	0.17	73.85	3.92	148.98	0.14	60.18
55	4.22	160.51	0.15	64.93	4.22	160.44	0.15	64.72	4.22	160.38	0.15	64.54
56	4.22	160.51	0.15	64.93	4.22	160.44	0.15	64.72	4.22	160.38	0.15	64.54
57	4.19	159.37	0.15	66.22	4.19	159.30	0.15	66.01	4.19	159.24	0.15	65.83
58	4.20	159.49	0.17	71.38	4.19	159.35	0.17	71.17	4.19	159.25	0.17	70.99
59	4.20	159.49	0.17	71.38	4.19	159.35	0.17	71.17	4.19	159.25	0.17	70.99
60	4.20	159.45	0.17	71.38	4.19	159.33	0.17	71.17	4.19	159.24	0.17	70.99
61												
62												
63												
64												
65												
66												
67												
68												
69												
70	3.92	149.11	0.14	58.70	3.92	149.04	0.13	57.73	3.92	148.98	0.13	56.95
71	3.92	149.11	0.14	60.20	3.92	149.04	0.14	58.48	3.92	148.98	0.13	57.10
72	3.92	149.11	0.13	57.19	3.92	149.04	0.13	56.98	3.92	148.98	0.13	56.80
91	4.19	159.37	0.15	66.22	4.19	159.30	0.15	66.01	4.19	159.24	0.15	65.83
92												
93	4.19	159.37	0.15	66.22	4.19	159.30	0.15	66.01	4.19	159.24	0.15	65.83
94	4.10	155.69	0.17	74.82	4.09	155.55	0.17	74.60	4.09	155.45	0.17	74.43
95	4.10	155.69	0.17	74.82	4.09	155.55	0.17	74.60	4.09	155.45	0.17	74.43
96	4.10.	155.69	0.17	74.82	4.09	155.55	0.17	74.60	4.09	155.45	0.17	74.43
97												
98												
99												
100												
101												
102												
103												
104												
105												
106	3.99	151.77	0.09	36.98	3.99	151.70	0.09	36.77	3.99	151.64	0.09	36.59
107	3.99	151.77	0.09	36.98	3.99	151.70	0.09	36.77	3.99	151.64	0.09	36.59
108	3.99	151.77	0.09	36.98	3.99	151.70	0.09	36.77	3.99	151.64	0.09	36.59

ANNEXE 3

MOYENNE DES TÉMOINS ET FACTEURS DE CORRECTION

ANNEXE 3-MOYENNE DES TEMOINS ET FACTEURS DE CORRECTION

TEST DE T APPLIQUE AUX BIOMASSES TEMOINS
BUT: TROUVER UN INTERV. DE CONFIANCE
POUR ENSUITE TROUVER UN FACTEUR DE CORRECTION
ET L'APPLIQUER AUX BIOMASSES QUI ONT DES TEMOINS MARGINAUX

NOMBRE D'ECH.	#ECH	BIOMASSE DES TEMOINS (Mg/l)		FACTEUR DE CORRECTION: (MOY. DES TEMOINS/TEMOIN MARGINAL) #ECH.	
		RANGEE DE CALCULS			
1	1	81.6	93.42	1.12	1
2	3	81.6	93.42	1.12	3
3	4	77.5	189.49	1.18	4
4	5	77.5	189.49	1.18	5
5	6	77.5	189.49	1.18	6
6	10	90	1.60	1.00	10
7	11	90	1.60	1.00	11
8	12	90	1.60	1.00	12
9	16	96.3	25.35	0.95	16
10	17	96.3	25.35	0.95	17
11	18	96.3	25.35	0.95	18
12	19	110	350.98	0.83	19
13	21	110	350.98	0.83	21
14	22	103.5	149.68	0.88	22
15	23	103.5	149.68	0.88	23
16	24	103.5	149.68	0.88	24
17	28	102	115.23	0.89	28
18	29	102	115.23	0.89	29
19	30	102	115.23	0.89	30
20	34	50.8	1637.45	1.80	34
21	35	50.8	1637.45	1.80	35
22	36	50.8	1637.45	1.80	36
23	37	81.6	93.42	1.12	37
24	38	81.6	93.42	1.12	38
25	39	81.6	93.42	1.12	39
26	40	77.5	189.49	1.18	40
27	41	77.5	189.49	1.18	41
28	42	77.5	189.49	1.18	42
29	43	116	611.80	0.79	43
30	44	116	611.80	0.79	44
31	45	116	611.80	0.79	45
32	46	90	1.60	1.00	46
33	47	90	1.60	1.00	47
34	48	90	1.60	1.00	48
35	49	81.6	93.42	1.12	49
36	50	92	0.54	1.00	50
37	51	92	0.54	1.00	51
38	52	96.3	25.35	0.95	52
39	53	96.3	25.35	0.95	53
40	54	96.3	25.35	0.95	54
41	55	110	350.98	0.83	55
42	56	110	350.98	0.83	56
43	57	74	298.10	1.23	57
44	58	103.5	149.68	0.88	58
45	59	103.5	149.68	0.88	59

ANNEXE 3-MOYENNE DES TEMOINS ET FACTEURS DE CORRECTION (SUITE)

NOMBRE D'ECH.	#ECH	BIOMASSE DES TEMOINS (Mg/l) RANGEE DE CALCULS		FACTEUR DE CORRECTION: (MOY. DES TEMOINS/TEMOIN MARGINAL) #ECH.
46	60	103.5	178.16	0.87 60
47	64	102	140.36	0.88 64
48	65	102	140.36	0.88 65
49	66	102	140.36	0.88 66
50	70	50.8	1548.61	1.77 70
51	71	50.8	1548.61	1.77 71
52	72	50.8	1548.61	1.77 72
53	73	86.3	14.84	1.04 73
54	74	86.3	14.84	1.04 74
55	75	86.3	14.84	1.04 75
56	76	103.3	172.86	0.87 76
57	77	103.3	172.86	0.87 77
58	78	103.3	172.86	0.87 78
59	79	116	668.10	0.78 79
60	80	116	668.10	0.78 80
61	81	116	668.10	0.78 81
62	82	96.7	42.87	0.93 82
63	83	96.7	42.87	0.93 83
64	84	96.7	42.87	0.93 84
65	85	86.3	14.84	1.04 85
66	86	105	220.45	0.86 86
67	87	105	220.45	0.86 87
68	88	95.8	31.89	0.94 88
69	89	95.8	31.89	0.94 89
70	90	95.8	31.89	0.94 90
71	91	74	260.90	1.22 91
72	93	74	260.90	1.22 93
73	94	110	393.93	0.82 94
74	95	110	393.93	0.82 95
75	96	110	393.93	0.82 96
76	100	107	283.84	0.84 100
77	101	107	283.84	0.84 101
78	102	107	283.84	0.84 102
79	106	48.9	1701.76	1.84 106
80	107	48.9	1701.76	1.84 107
81	108	48.9	1701.76	1.84 108

SOMME DES DIFF. AU CARRE: 27584.62

MOYENNE: 90.15
VARIANCE (S2): 344.81

INTER. DE CONFIANCE (95%) 86.06
POUR LA MOY. DE LA POP. 94.25

estimation de la moy. de la pop.
mu = y barre (moy. éch.) + ou - {T (valeur dans table à N-1 d.l. = 80) * racine carrée de [s2 (var. de éch.) / N (grandeur de éch.=81)]}

ANNEXE 4

RÉSULTATS BRUTS DES RAPPORTS BX/BT POUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT

ANNEXE 4 - RESULTATS BRUTS DES RAPPORTS BX/BT POUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT

#ECH DILUTIONS	10Z AAP-N-P	10Z AAP	5Z AAP	1Z AAP	0.5Z AAP	0.1Z AAP
1	0	0.380	1.078	1.103	1.029	1.029
3	0.0172	1.029	0.809	1.029	0.931	1.005
4	0.0052	0.594	0.852	0.955	0.877	0.929
5	0.0103	0.181	0.452	0.465	1.110	0.903
6	0.0026	0.490	0.748	0.929	0.955	0.774
10	0.0111	0.444	1.074	1.259	1.259	1.289
11	0.0156	0.778	1.222	1.297	1.186	1.037
12	0.0089	0.200	1.037	0.814	0.963	1.000
16	0.0228	0.291	1.142	1.059	0.623	0.789
17	0.0145	0.509	1.121	0.810	0.955	1.121
18	0.0145	0.343	0.914	0.914	0.935	0.810
19	0.0127	0.103	0.836	0.891	0.964	0.745
21	0.0055	0.230	0.927	0.964	0.982	0.891
22	0.0174	0.261	1.063	1.092	0.995	1.159
23	0.0232	0.126	0.802	1.063	0.995	1.092
24	0.0232	0.242	1.188	1.159	0.966	0.966
34	0	0.157	0.591	1.122	0.984	0.984
35	0	0.157	1.260	0.984	1.240	0.925
36	0	0.256	0.846	1.240	1.043	1.043
37	0.6385	1.103	2.165	1.471	1.308	1.185
38	0.3064	1.266	0.940	1.225	1.388	1.103
39	0.2292	0.735	1.029	1.225	0.940	1.103
40	0.5935	0.697	2.194	1.355	1.419	0.735
41	0.0645	0.219	2.387	1.613	1.548	0.839
42	0.0516	0.258	1.871	1.355	1.161	0.968
43	0.2155	0.512	1.422	1.078	1.121	1.034
44	0.2328	0.328	1.293	1.207	1.164	0.905
45	0.1207	0.224	1.422	1.164	1.121	1.034
46	0.3111	0.367	2.000	1.333	1.186	1.111
47	0.7333	1.167	1.278	1.333	1.278	0.944
48	0.3	1.408	1.889	1.370	1.148	1.037
49	0.1995	1.446	1.511	1.388	1.063	0.695
50	0.1413	1.630	1.630	1.413	1.337	1.163
51	0.1522	1.380	1.957	1.446	1.196	1.304
52	0.4465	0.872	1.921	0.935	0.935	1.038
53	0.4361	1.485	1.973	1.038	0.966	0.935
54	0.2077	0.405	0.872	1.225	1.018	0.748

ANNEXE 4 - RESULTATS BRUTS DES RAPPORTS BX/BT POUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT (SUITE)

#ECH	DILUTIONS 10Z AAP-N-P	10Z AAP	5Z AAP	1Z AAP	0.5Z AAP	0.1Z AAP
55	0.0036	0.120	0.873	0.745	0.836	0.818
56	0.0109	0.873	1.055	0.818	0.873	0.891
57	0.0135	0.334	1.162	1.324	1.243	1.351
58	0.0097	0.242	1.014	0.918	1.159	0.966
59	0.0135	0.068	0.966	0.966	1.159	1.014
60	0.0077	0.242	0.773	0.918	0.918	1.063
70	0	0.197	0.846	1.240	0.984	0.787
71	0	0.157	0.472	0.453	1.181	1.181
72	0	0.295	0.722	1.181	1.116	0.852
73	0.8459	2.607	2.897	2.202	1.657	1.043
74	1.9699	1.622	3.071	1.970	1.390	1.089
75	2.0046	2.375	2.607	2.086	1.448	1.182
76	1.2585	2.711	2.420	1.549	1.258	0.823
77	2.0329	2.420	3.001	1.791	1.210	0.871
78	1.4521	1.936	2.517	1.694	1.384	0.774
79	0.4052	0.905	1.121	1.293	1.250	1.121
80	0.8103	1.940	1.853	1.250	1.078	0.862
81	0.3621	0.655	1.466	1.207	1.121	0.862
82	1.4995	2.275	2.223	1.396	1.189	0.897
83	1.8614	2.689	2.068	1.551	1.189	1.034
84	1.241	2.792	2.223	1.396	1.293	0.965
85	1.1356	2.897	2.433	1.541	1.506	1.506
86	0.9524	2.190	1.714	1.305	1.210	1.105
87	1.219	1.552	1.648	1.238	1.210	1.114
88	0.8351	2.088	1.931	1.117	0.939	1.002
89	1.0856	2.338	2.119	1.357	1.221	1.253
90	0.9812	2.349	1.566	1.117	1.253	1.117
91	0.0054	0.189	1.108	0.973	1.189	1.081
93	0.0073	0.446	1.000	0.838	1.351	1.216
94	0.0182	0.127	0.664	0.864	1.136	1.091
95	0.0109	0.264	0.882	1.027	0.936	1.091
96	0.01	0.173	0.973	0.936	1.064	1.027
106	0	0.511	1.160	0.885	1.022	0.955
107	0	0.573	1.227	1.160	0.751	1.090
108	0	0.429	1.084	0.681	0.955	1.090

ANNEXE 5

RÉSULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT

A.5.1 - Analyse statistique pour l'ensemble des valeurs bx/bt

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS
***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

Normalité vérifiée avec le test de CHI-CARRE (c.c) ou KOLMOGOROV-SMIRNOV (K.S)
-sig.level < 0.05 = pop. non normal.

DILUTION ->	Ech. 10Z	Ech. 10Z	Ech. 5Z	Ech. 1Z	Ech. 0.5Z	Ech. 0.1Z
MILIEU ->	AAP-N-P	AAP (complet)	AAP (complet)	AAP (complet)	AAP (complet)	AAP (complet)
NORMALITE->	n.norm	n.norm.	n.norm.	normal	n.norm.	n.norm.
TEST DE NORM.->	c.c=0	c.c.=3.17E-10	c.c.=4.35E-4	c.c.=.44	c.c.=.035	c.c.=3.17E-10
MODE (2)	9.50E-09 S***	2.79E-08 S***	9.44E-07 S***	8.90E-06 S***	5.90E-03 S***	8.00E-01 NS
TAUX (3)	4.80E-05 S***	4.20E-05 S***	5.70E-05 S***	6.11E-03 S***	1.59E-03 S***	2.38E-01 NS
DELAI (3)	7.43E-02 S*	1.14E-01 NS	1.30E-01 NS	1.60E-01 NS	2.00E-01 NS	7.00E-01 NS
INTENSITE (2)	1.60E-01 NS	8.80E-02 S*	2.50E-01 NS	1.50E-01 NS	7.00E-02 S*	6.00E-02 S*

A.5.2 - Equerres de comparaisons entre les taux pour l'ensemble des valeurs bx/bt

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	0	150
150	1.44E-03 S***	
300	4.33E-04 S***	2.27E-03 S***

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP (complet)

	0	150
150	5.90E-02 S*	
300	7.72E-05 S***	8.77E-04 S***

DILUTION-> Ech. 5Z
MILIEU -> AAP (complet)

	0	150
150	5.66E-03 S***	
300	2.88E-05 S***	2.60E-02 S**

DILUTION-> Ech. 1Z
MILIEU -> AAP (complet)

	0	150
150	1.03E-02 S**	
300	4.07E-03 S***	2.82E-01 NS

DILUTION-> Ech. 0.5Z
MILIEU -> AAP (complet)

	0	150
150	1.32E-02 S**	
300	6.70E-04 S***	1.30E-01 NS

A.5.3 - Equerre de comparaisons pour les delais pour l'ensemble des valeurs bx/bt

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	1	24
24	3.19E-02 S**	
48	5.66E-01 NS	5.90E-02 S*

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 1)

A.5.4 - Analyse statistique des valeur bx/bt pour le mode d'épandage en surface

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS
***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

Normalité vérifiée avec le test de CHI-CARRE (c.c) ou KOLMOGOROV-SMIRNOV (K.S)
-sig.level < 0.05 = pop. non normal.

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P n.norm. c.c=2.4E-8	Ech. 10Z AAP (complet) n.norm. c.c.=6.12E-3	Ech. 5Z AAP (complet) normal c.c.=.639	Ech. 1Z AAP (complet) normal c.c.=.257	Ech. 0.5Z AAP (complet) normal c.c.=.12	Ech. 0.1Z AAP (complet) normal c.c.=0.48
TAUX (3)	4.57E-09 S***	5.60E-07 S***	4.39E-06 S***	5.30E-05 S***	7.50E-04 S***	5.90E-01 NS
DELAI (3)	9.90E-01 NS	5.05E-01 NS	7.30E-01 NS	2.48E-01 NS	2.28E-01 NS	3.60E-01 NS
INTENSITE (2)	5.70E-01 NS	3.66E-01 NS	9.80E-01 NS	2.60E-01 NS	1.90E-01 NS	1.18E-02 S**

A.5.5 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage pour le mode dépandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	0	150
150	8.50E-06 S***	
300	8.50E-06 S***	1.50E-06 S***

Ech. 10Z
AAP (complet)

	0	150
150	5.30E-02 S*	
300	1.59E-05 S***	8.15E-06 S***

Ech. 5Z
AAP (complet)

	0	150
150	3.22E-04 S***	
300	1.59E-05 S***	7.15E-03 S***

Ech. 1Z
AAP (complet)

	0	150
150	6.30E-04 S***	
300	7.60E-05 S***	5.15E-02 S*

Ech. 0.5Z
AAP (complet)

	0	150
150	6.09E-03 S***	
300	4.50E-04 S***	9.97E-02 S*

A.5.6 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage avec enfouissement

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P normal K.S=.223	Ech. 10Z AAP (complet) normal K.S=.123	Ech. 5Z AAP (complet) normal c.c=.62	Ech. 1Z AAP (complet) normal c.c.=.168	Ech. 0.5Z AAP (complet) normal K.S=.999	Ech. 0.1Z AAP (complet) normal K.S=.999
TAUX (3)	6.80E-01 NS	1.90E-01 NS	3.50E-01 NS	2.10E-01 NS	9.30E-01 NS	1.90E-01 NS
DELAI (2)(pas 3 car val. manqu.)	3.50E-05 S***	3.07E-01 NS	8.20E-01 NS	3.35E-01 NS	9.50E-01 NS	4.60E-01 NS
INTENSITE (2)	4.10E-01 NS	8.55E-01 NS	4.67E-01 NS	2.25E-01 NS	9.50E-01 NS	5.03E-01 NS

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 2)

A.5.7 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction taux d'épandage * délai épandage-pluie

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS

***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
0 Kg de N/Ha	1.77E-01 NS	8.04E-01 NS	9.07E-02 S*	4.38E-01 NS	9.64E-02 S*	2.64E-01 NS
150 Kg de N/Ha	8.10E-01 NS	7.99E-02 S*	6.22E-01 NS	2.80E-01 NS	1.47E-01 NS	9.94E-01 NS
300 Kg de N/Ha	7.95E-02 S*	7.51E-01 NS	4.55E-03 S***	3.50E-03 S***	3.85E-02 S**	6.42E-02 S*

A.5.8 - Equerres de comparaisons entre les délais épandage-pluie
au taux d'épandage T0, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 5Z
MILIEU -> AAP (complet)

	1H	24H
24H	1.01E-01 NS	
48H	5.26E-02 S*	8.27E-01 NS

DILUTION-> Ech. 0.5Z
MILIEU -> AAP (complet)

	1H	24H
24H	1.01E-01 NS	
48H	4.57E-01 NS	4.95E-02 S**

A.5.9 - Equerres de comparaisons entre les delais épandage-pluie
au taux d'épandage T1, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP (complet)

	1H	24H
24H	1.00E+00 NS	
48H	5.47E-02 S*	5.47E-02 S*

A.5.10 - Equerres de comparaisons entre les delais épandage-pluie
au taux d'épandage T2, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	1H	24H
24H	7.82E-02 S*	
48H	3.74E-02 S**	1.00E+00 NS

DILUTION-> Ech. 5Z
AAP (complet)

	1H	24H
24H	3.88E-03 S***	
48H	6.49E-03 S***	8.73E-01 NS

DILUTION-> Ech. 1Z
AAP (complet)

	1H	24H
24H	6.39E-03 S***	
48H	3.88E-03 S***	3.35E-01 NS

DILUTION-> Ech. 0.5Z
AAP (complet)

	1H	24H
24H	1.61E-02 S**	
48H	7.76E-02 S*	4.22E-01 NS

DILUTION-> Ech. 0.1Z
AAP (complet)

	1H	24H
24H	1.00E+00 NS	
48H	5.47E-02 S*	3.70E-02 S**

A.5.11 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction délai épandage-pluie * taux d'épandage

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS
***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
1h	8.11E-04 S***	3.41E-03 S***	1.21E-03 S***	1.00E-03 S***	1.43E-02 S**	7.03E-01 NS
24h	4.05E-03 S***	3.17E-02 S**	3.05E-02 S**	3.04E-01 NS	7.74E-01 NS	1.90E-01 NS
48h	2.27E-03 S***	3.84E-03 S***	6.01E-02 S*	6.69E-02 S*	3.97E-02 S**	2.99E-01 NS

A.5.12 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage
au délai épandage-pluie D0, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	0	150
150	6.17E-03 S***	
300	6.17E-03 S***	3.95E-03 S***

Ech. 10Z AAP (complet)

	0	150
150	3.61E-01 NS	
300	6.17E-03 S***	3.95E-03 S***

Ech. 5Z AAP (complet)

	0	150
150	1.76E-02 S**	
300	6.17E-03 S***	3.95E-03 S***

Ech. 1Z AAP (complet)

	0	150
150	5.94E-03 S***	
300	6.17E-03 S***	6.30E-03 S***

Ech. 0.5Z AAP (complet)

	0	150
150	2.85E-02 S**	
300	6.17E-03 S***	5.22E-01 NS

A.5.13 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage
au délai épandage-pluie D1, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	0	150
150	2.01E-02 S**	
300	2.01E-02 S**	1.04E-02 S**

Ech. 10Z AAP (complet)

	0	150
150	6.06E-01 NS	
300	3.89E-02 S**	2.50E-02 S**

Ech. 5Z AAP (complet)

	0	150
150	1.96E-02 S**	
300	3.81E-02 S**	1.99E-01 NS

A.5.14 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage
au délai épandage-pluie D2, épandage en surface

DILUTION-> Ech. 10Z
MILIEU -> AAP-N-P

	0	150
150	1.96E-02 S**	
300	1.96E-02 S**	3.95E-03 S***

Ech. 10Z AAP (complet)

	0	150
150	3.89E-02 S**	
300	2.01E-02 S**	6.49E-03 S***

Ech. 5Z AAP (complet)

	0	150
150	1.21E-01 NS	
300	2.01E-02 S**	3.37E-01 NS

Ech. 1Z AAP (complet)

	0	150
150	7.07E-02 S*	
300	1.96E-02 S**	8.73E-01 NS

Ech. 0.5Z AAP (complet)

	0	150
150	5.18E-02 S*	
300	3.81E-02 S**	1.49E-01 NS

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 4)

A.5.15 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction délai épandage-pluie * intensité de pluie

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS

***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
1h	6.30E-01 NS	2.48E-01 NS	7.00E-01 NS	4.41E-01 NS	6.30E-01 NS	5.28E-04 S***
24h	8.14E-01 NS	2.89E-01 NS	5.55E-01 NS	1.81E-02 S**	7.55E-02 S*	3.44E-01 NS
48h	4.09E-01 NS	1.95E-01 NS	3.46E-01 NS	3.19E-03 S***	2.49E-02 S**	1.95E-01 NS

A.5.16 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction intensité de pluie * taux d'épandage

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
11 mm/h	6.91E-04 S***	2.85E-02 S**	1.94E-02 S**	3.39E-02 S**	3.17E-02 S**	4.34E-01 NS
22 mm/h	9.40E-06 S***	1.11E-04 S***	1.70E-04 S***	8.60E-04 S***	2.32E-02 S**	9.33E-01 NS

A.5.17 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage
à l'intensité de pluie I1, épandage en surface

DILUTION-> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P		Ech. 10Z AAP (complet)		Ech. 5Z AAP (complet)		Ech. 1Z AAP (complet)		Ech. 0.5Z AAP (complet)	
	0		0		0		0		0	
150	3.39E-02 S**	150	4.79E-01 NS	150	9.82E-02 S*	150	5.88E-02 S*	150	5.88E-02 S*	150
300	3.39E-02 S**	6.75E-04 S***	9.90E-02 S*	1.52E-02 S**	3.39E-02 S**	3.79E-02 S**	3.39E-02 S**	1.12E-01 NS	3.35E-02 S**	1.01E-01 NS

A.5.18 - Equerres de comparaisons entre les taux d'épandage
à l'intensité de pluie I2, épandage en surface

DILUTION-> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P		Ech. 10Z AAP (complet)		Ech. 5Z AAP (complet)		Ech. 1Z AAP (complet)		Ech. 0.5Z AAP (complet)	
	0		0		0		0		0	
150	3.46E-04 S***	150	1.71E-01 NS	150	2.32E-03 S***	150	5.36E-03 S***	150	4.67E-02 S**	150
300	3.46E-04 S***	3.49E-04 S***	3.49E-04 S***	3.49E-04 S***	3.46E-04 S***	3.79E-02 S**	1.25E-03 S***	6.97E-02 S*	1.18E-02 S**	3.54E-01 NS

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 5)

A.5.19 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction intensité de pluie * délai épandage-pluie

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
11 mm/h	8.46E-01 NS	3.44E-02 S**	3.66E-01 NS	1.01E-01 NS	4.59E-01 NS	9.46E-02 S*
22 mm/h	9.04E-01 NS	7.38E-01 NS	5.53E-01 NS	6.84E-02 S*	4.73E-02 S**	1.39E-02 S**

A.5.20 - Equerres de comparaisons entre les délais épandage-pluie
à l'intensité de pluie I1, épandage en surface

DILUTION-> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP (complet) 1h		Ech. 0.1Z AAP (complet) 1h	
24h	7.07E-02 S*	24h	6.98E-02 S*	24h
48h	1.56E-01 NS	2.50E-02 S**	1.96E-01 NS	1.08E-01 NS

A.5.21 - Equerres de comparaisons entre les délais épandage-pluie
à l'intensité de pluie I2, épandage en surface

DILUTION-> / MILIEU ->	Ech. 1Z AAP (complet) 1h		Ech. 0.5Z AAP (complet) 1h		Ech. 0.1Z AAP (complet) 1h	
24h	5.65E-01 NS	24h	8.95E-01 NS	24h	1.71E-03 S***	24h
48h	1.45E-01 NS	1.17E-02 S**	5.75E-02 S*	1.91E-02 S**	8.51E-02 S*	6.91E-01 NS

A.5.22 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en surface
Interaction taux d'épandage * intensité de pluie

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
0 Kg de N/ha	8.13E-01 NS	3.46E-01 NS	8.14E-01 NS	3.46E-01 NS	8.14E-01 NS	4.79E-01 NS
150 Kg de N/ha	3.10E-01 NS	4.53E-01 NS	1.45E-01 NS	7.57E-01 NS	8.95E-01 NS	1.21E-01 NS
300 Kg de N/Ha	1.45E-01 NS	1.22E-01 NS	6.27E-01 NS	8.94E-01 NS	4.52E-01 NS	1.45E-01 NS

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 6)

A.5.23 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction taux d'épandage * délai épandage-pluie

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS
***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
0 Kg de N/ha	2.11E-02 S**	8.81E-01 NS	8.81E-01 NS	2.97E-01 NS	9.90E-02 S*	8.81E-01 NS
150 Kg de N/ha	1.76E-02 S**	7.95E-01 NS	3.89E-02 S**	7.95E-01 NS	6.04E-01 NS	4.39E-01 NS
300 Kg de N/ha	2.77E-02 S**	5.26E-02 S*	5.26E-02 S*	8.81E-01 NS	1.01E-01 NS	2.91E-01 NS

Note: D1 étant manquant, des analyses supplémentaires (équerres) ne sont pas néccesaires

A.5.24 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction taux d'épandage * intensité de pluie

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
0 Kg de N/Ha	1.00E+00 NS	3.14E-01 NS	7.39E-01 NS	4.55E-02 S**	9.36E-02 S*	4.55E-02 S**
150 Kg de N/Ha	2.35E-01 NS	3.00E-01 NS	7.07E-02 S*	7.95E-01 NS	4.37E-01 NS	1.00E+00 NS
300 Kg de N/Ha	6.88E-01 NS	1.00E+00 NS	7.39E-01 NS	7.39E-01 NS	4.55E-02 S**	5.00E-01 NS

A.5.25 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction délai épandage-pluie * taux d'épandage

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
1h	2.79E-01 NS	7.59E-01 NS	9.58E-01 NS	3.03E-01 NS	3.56E-01 NS	3.08E-01 NS
24h	DONNEES MANQUANTES---------->	---------->	---------->	---------->	---------->	---------->
48h	6.07E-01 NS	5.52E-02 S*	1.72E-01 NS	5.78E-01 NS	1.93E-01 NS	5.58E-01 NS

A.5.26 - Equerres de comparaisons entre les taux
pour le délai épandage-pluie D2, épandage en enfouissement

DILUTION-> Ech. 10Z MILIEU -> AAP (complet)	0
150	4.87E-01 NS
300	4.63E-02 S**
	150
	4.95E-02 S**

ANNEXE 5 - RESULTATS STATISTIQUES BRUTS POUR LE RAPPORT BX/BT (SUITE 7)

A.5.27 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction délai épandage-pluie * intensité de pluie

TEST NON PARAMETRIQUE DE KRUSKAL-WALLIS
***: Niveau de signification < ou = 0.01 => S(0.01)
**: Niveau de signification >.01 et < ou = .05 => S(0.05)
*: Niveau de signification >.05 < ou = 0.1 => S(0.1)
NS: Non significatif

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
1h	2.75E-02 S**	5.59E-01 NS	4.27E-01 NS	1.85E-01 NS	9.58E-01 NS	3.67E-01 NS
24h	DONNEES MANQUANTES					
48h	DONNEES DE I1 MANQUANTES					

A.5.28 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction intensité de pluie * taux d'épandage

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
11 mm/h	7.38E-01 NS	5.07E-01 NS	2.97E-01 NS	7.79E-01 NS	2.92E-01 NS	3.11E-01 NS
22 mm/h	6.82E-01 NS	2.37E-01 NS	2.45E-01 NS	1.50E-01 NS	3.85E-01 NS	5.03E-01 NS

A.5.29 - Analyse statistique des valeurs bx/bt pour le mode d'épandage en enfouissement
Interaction intensité de pluie * délai-épandage

DILUTION -> / MILIEU ->	Ech. 10Z AAP-N-P	Ech. 10Z AAP (complet)	Ech. 5Z AAP (complet)	Ech. 1Z AAP (complet)	Ech. 0.5Z AAP (complet)	Ech. 0.1Z AAP (complet)
11 mm/h	DONNEES DE D1 ET D2 MANQUANTES					
22 mm/h	1.74E-04 S***	1.69E-01 NS	9.65E-01 NS	4.01E-01 NS	8.94E-01 NS	1.70E-01 NS

Note: D1 étant manquant à 22mm/h, des analyses supplémentaires (équerres) ne sont pas néccesaires.

ANNEXE 6

CALCULS DE LA TOXICITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT ET DU LISIER

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier

A.6.1 - Taux T0 + délai D1 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N+38	P+430		CI 50	TOXICITE
REEL	1.07	70.39	29.61	N	10Z	42.67	52.78	47.22	P	1.52	6.45	-N-P	>10Z	<10 U.T.
PREDICT.	1.52					80.84				153.14	80.84	+N+P		FORTE
REEL					5Z	100.00	128.83	-28.83	P					
PREDICT.						77.62				152.38	77.62			
REEL					1Z	101.10	134.73	-34.73	P					
PREDICT.						75.04				151.77	75.04			
REEL					0.5Z	102.28	136.90	-36.90	P					
PREDICT.						74.71				151.70	74.71			
REEL					0.1Z	99.77	134.01	-34.01	P					
PREDICT.						74.45				151.64	74.45			

A.6.2 - Taux T0 + délai D2 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N+38	P+430		CI 50	TOXICITE
REEL	1.58	95.76	4.24	N	10Z	34.83	38.27	61.73	P	1.65	24.37	-N-P	5Z<X<10Z	10<X<20 U.T
PREDICT.	1.65					91.02				160.87	91.02	+N+P		TRES FORTE
REEL					5Z	96.90	122.92	-22.92	P					
PREDICT.						78.83				160.04	78.83			
REEL					1Z	84.87	122.84	-22.84	P					
PREDICT.						69.09				159.38	69.09			
REEL					0.5Z	76.63	112.91	-12.91	P					
PREDICT.						67.87				159.30	67.87			
REEL					0.1Z	82.87	123.89	-23.89	P					
PREDICT.						66.89				159.24	66.89			

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 1)

A.6.3 - Taux T1 * délai D0 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	28.70	19.11	80.89	N	10Z	65.18	21.93	78.07	N	150.16	407.78	-N-P 5Z<X<10Z	10<X<20 U.T
PREDICT.	150.16					297.22				297.22	478.30	+N+P	TRES FORTE
REEL					5Z	161.31	72.62	27.38	N				
PREDICT.						222.14				222.14	274.41		
REEL					1Z	125.62	112.87	-12.87	P				
PREDICT.						111.30				162.08	111.30		
REEL					0.5Z	118.32	130.15	-30.15	P				
PREDICT.						90.91				154.57	90.91		
REEL					0.1Z	90.39	121.17	-21.17	P				
PREDICT.						74.60				148.56	74.60		

A.6.4 - Taux T1 * délai D1 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	28.86	40.08	59.92	N	10Z	60.36	26.70	73.30	N	72.01	368.37	-N-P 5Z<X<10Z	10<X<20 U.T
PREDICT.	72.01					226.10				226.10	442.11	+N+P	TRES FORTE
REEL					5Z	140.70	74.01	25.99	N				
PREDICT.						190.10				190.10	257.93		
REEL					1Z	113.22	102.39	-2.39	P				
PREDICT.						110.58				161.29	110.58		
REEL					0.5Z	106.18	115.21	-15.21	P				
PREDICT.						92.16				157.59	92.16		
REEL					0.1Z	91.81	118.57	-18.57	P				
PREDICT.						77.43				154.81	77.43		

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 2)

A.6.5 - Taux T1 * délai D2 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

	10Z AAP-N-P				MILIEU AAP					PREDICTION MAX			CI 50	TOXICITE
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		>10Z	<10 U.T.
REEL	24.35	55.32	44.68	N	10Z	110.31	54.63	45.37	N	44.02	334.68	-N-P		
PREDICT.	44.02					201.91				201.91	404.13	+N+P		FORTE
REEL					5Z	150.69	83.76	16.24	N					
PREDICT.						179.90				179.90	236.79			
REEL					1Z	113.75	110.53	-10.53	P					
PREDICT.						102.91				162.29	102.91			
REEL					0.5Z	99.51	115.47	-15.47	P					
PREDICT.						86.18				160.09	86.18			
REEL					0.1Z	89.90	123.51	-23.51	P					
PREDICT.						72.79				158.33	72.79			

A.6.6 - Taux T2 * délai D0 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

	10Z AAP-N-P				MILIEU AAP					PREDICTION MAX			CI 50	TOXICITE
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		1Z<X>5Z	20<X>100 U.T
REEL	145.36	19.99	80.01	N	10Z	207.77	23.68	76.32	N	727.19	1236.25	-N-P		
PREDICT.	727.19					877.48				877.48	1307.63	+N+P		TRES FORTE
REEL					5Z	251.00	48.84	51.16	N					
PREDICT.						513.89				513.89	690.01			
REEL					1Z	171.67	87.81	12.19	P					
PREDICT.						195.51				223.01	195.51			
REEL					0.5Z	126.92	94.94	5.06	P					
PREDICT.						133.69				186.65	133.69			
REEL					0.1Z	87.93	104.38	-4.38	P					
PREDICT.						84.24				157.56	84.24			

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 3)

A.6.7 - Taux T2 * délai D1 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	I EXPR.	I INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	I EXPR.	I INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		CI 50 >10Z	TOXICITE <10 U.T.
REEL	93.81	54.06	45.94	N	10Z	170.96	52.09	47.91	N	173.53	519.58	-N-P		FORTE
PREDICT.	173.53					328.19				328.19	592.68	+N+P		
REEL					5Z	166.51	68.97	31.03	N					
PREDICT.						241.43				241.43	332.89			
REEL					1Z	123.08	98.42	1.58	P					
PREDICT.						125.06				172.01	125.06			
REEL					0.5Z	108.28	109.29	-9.29	P					
PREDICT.						99.08				163.34	99.08			
REEL					0.1Z	87.32	111.52	-11.52	P					
PREDICT.						78.30				156.40	78.30			

A.6.8 - Taux T2 * délai D2 (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	I EXPR.	I INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	I EXPR.	I INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		CI 50 >10Z	TOXICITE <10 U.T.
REEL	94.39	104.52	-4.52	N	10Z	203.91	81.76	18.24	N	90.31	490.92	-N-P		FORTE
PREDICT.	90.31					249.41				249.41	560.58	+N+P		
REEL					5Z	173.47	84.93	15.07	N					
PREDICT.						204.25				204.25	315.12			
REEL					1Z	116.68	98.26	1.74	P					
PREDICT.						118.75				168.12	118.75			
REEL					0.5Z	111.57	118.43	-18.43	P					
PREDICT.						94.21				163.61	94.21			
REEL					0.1Z	107.89	144.68	-44.68	P					
PREDICT.						74.57				160.00	74.57			

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 4)

A.6.9 - Délai DO * taux TO (en surface) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10% AAP-N-P					MILIEU AAP				PREDICTION MAX				
	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	0.64	42.11	57.89	N	10%	48.89	60.22	39.78	P	1.52	10.32	-N-P	>10%	<10 U.T.
PREDICT.	1.52					81.18				148.20	81.18	+N+P		FORTE
REEL					5%	72.02	94.74	5.26	P					
PREDICT.						76.02				147.44	76.02			
REEL					1%	81.93	113.95	-13.95	P					
PREDICT.						71.90				146.83	71.90			
REEL					0.5%	89.65	125.60	-25.60	P					
PREDICT.						71.38				146.76	71.38			
REEL					0.1%	84.86	119.57	-19.57	P					
PREDICT.						70.97				146.70	70.97			

A.6.10 - Délai DO * taux TO (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10% AAP-N-P					MILIEU AAP				PREDICTION MAX				
	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	1.49	65.35	34.65	N	10%	17.52	24.11	75.89	P	2.28	4.30	-N-P	5%<X<10%	10<X<20 U.T
PREDICT.	2.28					72.67				161.96	72.67	+N+P		TRES FORTE
REEL					5%	87.82	124.53	-24.53	P					
PREDICT.						70.52				160.82	70.52			
REEL					1%	94.23	136.96	-36.96	P					
PREDICT.						68.80				159.90	68.80			
REEL					0.5%	89.38	130.31	-30.31	P					
PREDICT.						68.59				159.79	68.59			
REEL					0.1%	88.49	129.35	-29.35	P					
PREDICT.						68.41				128.76	68.41			

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 5)

A.6.11 - Délai D0 + taux T1 (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N+3B	P+430	CI 50	TOXICITE
REEL	0.90	44.33	55.67	N	10Z	28.55	39.52	60.48	P	2.03	4.30	-N-P	5Z<X<10Z 10<X<20 U.T
PREDICT.	2.03					72.24				161.63	72.24	+N+P	TRES FORTE
REEL					5Z	88.84	126.75	-26.75	P				
PREDICT.						70.09				160.61	70.09		
REEL					1Z	86.50	126.52	-26.52	P				
PREDICT.						68.37				159.80	68.37		
REEL					0.5Z	94.10	138.06	-38.06	P				
PREDICT.						68.16				159.70	68.16		
REEL					0.1Z	92.80	136.51	-36.51	P				
PREDICT.						67.98				159.62	67.98		

A.6.12 - Délai D0 + taux T2 (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N+3B	P+430	CI 50	TOXICITE
REEL	0.91	41.36	58.64	N	10Z	21.85	29.04	70.96	P	2.20	4.30	-N-P	5Z<X<10Z 10<X<20 U.T
PREDICT.	2.20					75.25				159.14	75.25	+N+P	TRES FORTE
REEL					5Z	84.36	115.40	-15.40	P				
PREDICT.						73.10				158.04	73.10		
REEL					1Z	84.59	118.51	-18.51	P				
PREDICT.						71.38				157.16	71.38		
REEL					0.5Z	103.52	145.47	-45.47	P				
PREDICT.						71.16				157.05	71.16		
REEL					0.1Z	100.42	141.46	-41.46	P				
PREDICT.						70.99				156.96	70.99		

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 6)

A.6.13 - Délai D2 * taux T0 (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10% AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	0.00	0.00	100.00	N	10%	17.40	11.56	88.44	N	1.52	116.82	-N-P 5%<X<10%	10<X<20 U.T
PREDICT.	1.52					150.48				150.48	173.58	+N+P	TRES FORTE
REEL					5%	82.20	71.37	28.63	P				
PREDICT.						115.17				149.72	115.17		
REEL					1%	102.00	149.04	-49.04	P				
PREDICT.						68.44				141.11	68.44		
REEL					0.5%	99.60	159.11	-59.11	P				
PREDICT.						62.60				149.04	62.60		
REEL					0.1%	90.00	155.36	-55.36	P				
PREDICT.						57.93				148.48	57.93		

A.6.14 - Délai D2 * taux T1 (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10% AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX			
	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	% EXPR.	% INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430	CI 50	TOXICITE
REEL	0.00	0.00	100.00	N	10%	19.80	26.01	73.99	P	1.52	19.35	-N-P 5%<X<10%	10<X<20 U.T
PREDICT.	1.52					76.11				150.48	76.11	+N+P	TRES FORTE
REEL					5%	62.22	93.65	6.35	P				
PREDICT.						66.44				149.72	66.44		
REEL					1%	87.60	149.23	-49.23	P				
PREDICT.						58.70				149.11	58.70		
REEL					0.5%	100.02	173.25	-73.25	P				
PREDICT.						57.73				149.04	57.73		
REEL					0.1%	85.98	150.97	-50.97	P				
PREDICT.						56.95				148.98	56.95		

ANNEXE 6 - Calculs de la toxicité des eaux de ruissellement et du lisier (SUITE 7)

A.6.15 - Délai D2 * taux T2 (enfouissement) - PF réel corrigé VS PF prédiction

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		CI 50	TOXICITE
REEL	0.00	0.00	100.00	N	10Z	46.13	112.93	-12.93	P	1.52	4.30	-N-P		
PREDICT.	1.52					40.85				153.14	40.85	+N+P		AUCUNE
REEL					5Z	105.78	273.33	-173.33	P					
PREDICT.						38.70				152.38	38.70			
REEL					1Z	83.09	224.69	-124.69	P					
PREDICT.						36.98				151.77	36.98			
REEL					0.5Z	83.15	226.14	-126.14	P					
PREDICT.						36.77				151.70	36.77			
REEL					0.1Z	95.56	261.16	-161.16	P					
PREDICT.						36.59				151.64	36.59			

A.6.16 - TOXICITE DU LISIER DE PORC

10Z AAP-N-P					MILIEU AAP					PREDICTION MAX				
	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	DILU.	PF	Z EXPR.	Z INHIBI.	FACT.LIM.	N*38	P*430		CI 50	TOXICITE
REEL	360.06	33.79	66.21	N	1Z	475.29	39.85	60.15	N	1065.43	3305.63	-N-P	0,5Z<X<1Z	100<X<200
PREDICT.	1065.43					1192.73				1192.73	3373.57	+N+P		TRES FORTE
REEL					0.5Z	512.94	77.70	22.30	N					
PREDICT.						660.16				660.16	1720.75			
REEL					0.25Z	583.67	148.26	-48.26	N					
PREDICT.						393.68				393.68	894.40			
REEL					0.125	374.44	143.74	-43.74	N					
PREDICT.						260.49				260.49	481.28			
REEL					0.0625Z	356.87	184.05	-84.05	N					
PREDICT.						193.90				193.90	274.66			

ANNEXE 7

VALEURS DE PF CORRIGÉES AYANT SERVI AUX CALCULS DE TOXICITÉ

ANNEXE 7 - VALEURS DE PF CORRIGEES AYANT SERVI AUX CALCULS DE TOXICITE

TRAITEMENTS MODE	TAUX	DELAI	INTENSITE	# ECH.	DILUTIONS 10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0.5% AAP	0.1% AAP
0	0	1	11	1	0.00	34.72	98.56	100.8	94.08	94.08
0	0	1	11	2						
0	0	1	11	3	1.57	94.08	73.92	94.08	85.12	91.84
0	0	1	22	4	0.47	54.28	77.88	87.32	80.24	84.96
0	0	1	22	5	0.94	16.52	41.3	42.48	101.48	82.6
0	0	1	22	6	0.24	44.84	68.44	84.96	87.32	70.8
0	0	24	11	7						
0	0	24	11	8						
0	0	24	11	9						
0	0	24	22	10	1.00	40	96.7	113.3	113.3	116
0	0	24	22	11	1.40	70	110	116.7	106.7	93.3
0	0	24	22	12	0.80	18	93.3	73.3	86.7	90
0	0	48	11	13						
0	0	48	11	14						
0	0	48	11	15						
0	0	48	22	16	2.09	26.60	104.50	96.90	57.00	72.20
0	0	48	22	17	1.33	46.55	102.60	74.10	87.40	102.60
0	0	48	22	18	1.33	31.35	83.60	83.60	85.50	74.10
0	150	1	11	37	58.35	100.80	197.90	134.40	119.50	108.30
0	150	1	11	38	28.00	115.70	85.90	112.00	126.90	100.80
0	150	1	11	39	20.94	67.20	94.08	112.00	85.90	100.80
0	150	1	22	40	54.28	63.72	200.60	123.90	129.80	67.26
0	150	1	22	41	5.90	20.06	218.30	147.50	141.60	76.70
0	150	1	22	42	4.72	23.60	171.10	123.90	106.20	88.50
0	150	24	11	43	19.75	46.93	130.35	98.75	102.70	94.80
0	150	24	11	44	21.33	30.02	118.50	110.60	106.65	82.95
0	150	24	11	45	11.06	20.54	130.35	106.65	102.70	94.80
0	150	24	22	46	28.00	33.00	180.00	120.00	106.70	100.00
0	150	24	22	47	66.00	105.00	115.00	120.00	115.00	85.00
0	150	24	22	48	27.00	126.70	170.00	123.30	103.30	93.30
0	150	48	11	49	19.38	132.16	138.10	126.90	97.10	63.50
0	150	48	11	50	13.00	150.00	150.00	130.00	123.00	107.00
0	150	48	11	51	14.00	127.00	180.00	133.00	110.00	120.00
0	150	48	22	52	40.85	79.80	175.75	85.50	85.50	95.00
0	150	48	22	53	39.90	135.85	180.50	95.00	88.35	85.50
0	150	48	22	54	19.00	37.05	79.80	112.10	93.10	68.40
0	300	1	11	73	77.38	238.50	265.00	201.40	151.58	95.40
0	300	1	11	74	180.20	148.40	280.90	180.20	127.20	99.64
0	300	1	11	75	183.38	217.30	238.50	190.80	132.50	108.12
0	300	1	22	76	114.40	246.40	220.00	140.80	114.40	74.80
0	300	1	22	77	184.80	220.00	272.80	162.80	110.00	79.20
0	300	1	22	78	132.00	176.00	228.80	154.00	125.84	70.40
0	300	24	11	79	37.13	82.95	102.70	118.50	114.55	102.70
0	300	24	11	80	74.26	177.75	169.85	114.55	98.75	79.00
0	300	24	11	81	33.18	60.04	134.30	110.60	102.70	79.00
0	300	24	22	82	136.30	206.80	202.10	126.90	108.10	81.50
0	300	24	22	83	169.20	244.40	188.00	141.00	108.10	94.00
0	300	24	22	84	112.80	253.80	202.10	126.90	117.50	87.70
0	300	48	11	85	103.88	265.00	222.60	140.98	137.80	137.80
0	300	48	11	86	87.00	200.10	156.60	119.19	110.49	100.92
0	300	48	11	87	111.36	141.81	150.51	113.10	110.49	101.79
0	300	48	22	88	76.00	190.00	175.75	101.65	85.50	91.20
0	300	48	22	89	98.80	212.80	192.85	123.50	111.15	114.00
0	300	48	22	90	89.30	213.75	142.50	101.65	114.00	101.65

ANNEXE 7 - VALEURS DE PF CORRIGEES AYANT SERVI AUX CALCULS DE TOXICITE (SUITE)

TRAITEMENTS MODE	TAUX	DELAI	INTENSITE	# ECH.	DILUTIONS 10% AAP-N-P	10% AAP	5% AAP	1% AAP	0.5% AAP	0.1% AAP
10	0	1	11	19	1.16	9.38	76.36	81.34	87.98	68.06
10	0	1	11	20						
10	0	1	11	21	0.50	21.00	84.66	87.98	89.64	81.34
10	0	1	22	22	1.58	23.76	96.80	99.44	90.64	105.60
10	0	1	22	23	2.11	11.44	73.04	96.80	90.64	99.44
10	0	1	22	24	2.11	22.00	108.24	105.60	88.00	88.00
10	0	24	11	25						
10	0	24	11	26						
10	0	24	11	27						
10	0	24	22	28						
10	0	24	22	29						
10	0	24	22	30						
10	0	48	11	31						
10	0	48	11	32						
10	0	48	11	33						
10	0	48	22	34	0.00	14.40	54.00	102.60	90.00	90.00
10	0	48	22	35	0.00	14.40	115.20	90.00	113.40	84.60
10	0	48	22	36	0.00	23.40	77.40	113.40	95.40	95.40
10	150	1	11	55	0.33	10.96	79.68	68.06	76.36	74.70
10	150	1	11	56	1.00	79.68	96.28	74.70	79.68	81.34
10	150	1	11	57	1.23	30.38	105.78	120.54	113.16	123.00
10	150	1	22	58	0.88	22.04	92.59	83.77	105.81	88.18
10	150	1	22	59	1.23	6.17	88.18	88.18	105.81	92.59
10	150	1	22	60	0.71	22.04	70.54	83.77	83.77	97.00
10	150	24	11	61						
10	150	24	11	62						
10	150	24	11	63						
10	150	24	22	64						
10	150	24	22	65						
10	150	24	22	66						
10	150	48	11	67						
10	150	48	11	68						
10	150	48	11	69						
10	150	48	22	70	0.00	18	77.4	113.4	90	72
10	150	48	22	71	0.00	14.4	43.2	41.4	108	108
10	150	48	22	72	0.00	27	66.06	108	102.06	77.94
10	300	1	11	91	0.49	17.22	100.86	88.56	108.24	98.4
10	300	1	11	92						
10	300	1	11	93	0.74	40.59	91.02	76.26	123	110.7
10	300	1	22	94	0.66	11.62	60.59	78.85	103.75	99.6
10	300	1	22	95	1.66	24.07	80.51	93.79	85.49	99.6
10	300	1	22	96	1.00	15.77	88.81	85.49	97.11	93.79
10	300	24	11	97						
10	300	24	11	98						
10	300	24	11	99						
10	300	24	22	100						
10	300	24	22	101						
10	300	24	22	102						
10	300	48	11	103						
10	300	48	11	104						
10	300	48	11	105						
10	300	48	22	106	0.00	46.75	106.03	80.97	93.50	87.33
10	300	48	22	107	0.00	52.36	112.20	106.03	68.63	99.67
10	300	48	22	108	0.00	39.27	99.11	62.27	87.33	99.67

ANNEXE 8

VALEURS DE PF DU LISIER AYANT SERVI AUX CALCULS DE TOXICITÉ

ANNEXE 8 - VALEURS DU LISIER AYANT SERVI AUX CALCULS DE TOXICITE

VALEURS DE PF (MG/L)	DILUTIONS					
# ECH.	1% AAP-N-P	1% AAP	0.5% AAP	0.25% AAP	0.125% AAP	0.0625% AAP
7	2.73	3.90	4.67	6.53	3.00	5.41
8	4.23	6.53	6.17	6.53	4.59	3.35
9	4.94	5.29	4.94	7.05	4.59	3.53
10	3.88	5.11	6.70	5.47	4.23	3.25
MOY.	3.95	5.21	5.62	6.40	4.10	3.89
BX/BT (BT MOYEN)	360.06	475.29	512.94	583.67	374.44	356.87

AZOTE INORGANIQUE (MG/L)	DILUTIONS					
# ECH.	1% AAP-N-P	1% AAP	0.5% AAP	0.25% AAP	0.125% AAP	0.0625% AAP
7	28.05	31.40	17.38	10.36	6.86	5.10
8	30.03	33.38	18.37	10.86	7.10	5.23
9	27.03	30.38	16.87	10.11	6.73	5.04
10	27.04	30.39	16.87	10.11	6.73	5.04
MOY.	28.04	31.39	17.37	10.36	6.86	5.10
Nx38	1065.43	1192.73	660.16	393.68	260.49	193.90

ORTHO-PHOSPHATE (MG/L)	DILUTIONS					
# ECH.	1% AAP-N-P	1% AAP	0.5% AAP	0.25% AAP	0.125% AAP	0.0625% AAP
7	7.50	7.66	3.91	2.03	1.10	0.63
8	8.70	8.86	4.51	2.33	1.25	0.70
9	6.60	6.76	3.46	1.81	0.98	0.57
10	7.95	8.11	4.13	2.15	1.15	0.66
MOY.	7.69	7.85	4.00	2.08	1.12	0.64
Px430	3305.63	3373.57	1720.75	894.40	481.28	274.66