

CONVENTIONS
SCIENCES DE LA VIE
AGROPÉDOLOGIE

N° 50

2000

Étude des risques de dégradation
de la fertilité des sols et de pollution
des lentilles d'eau douce

Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le
cadre de l'opération N° 6-DEF « Sol et nappe phréatique
des îles Loyauté » au titre de la tranche 1997

Thierry BECQUER
Céline DUWIG
Bernard BONZON

Convention N° 2013/DRT/4022/MI
du 15/11/93 entre l'État
et la Province des îles Loyauté concernant
le financement de l'opération 6-DEF
Arrêté N° 2462/E du 19/11/98 portant attribution
d'une subvention au Centre IRD
pour l'opération N° 6-DEF (tranche 1997)

CONVENTIONS
SCIENCES DE LA VIE
AGROPÉDOLOGIE

N° 50

2000

**Étude des risques de dégradation
de la fertilité des sols et de pollution
des lentilles d'eau douce**

Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre
de l'opération N° 6-DEF « Sol et nappe phréatique des îles Loyauté »
au titre de la tranche 1997

Thierry BECQUER
Céline DUWIG
Bernard BONZON

**Convention N° 2013/DRT/4022/MI du 15/11/93 entre l'État
et la Province des îles Loyauté concernant
le financement de l'opération 6-DEF
Arrêté N° 2462/E du 19/11/98 portant attribution
d'une subvention au Centre IRD
pour l'opération N°6-DEF (tranche 1997)**



**Institut de recherche
pour le développement**

© IRD, Nouméa, 2000

/Becquer, T.
/Duwig, C.
/Bonzon, B.

Étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre de l'opération N° 6-DEF « Sol et nappe phréatique des îles Loyauté » au titre de la tranche 1997

Nouméa : IRD. Février 2000. 34 p.
Conventions : Sci. Vie ; Agropédol. ; 50

FERTILISATION DU SOL ; INTENSIFICATION DE L'AGRICULTURE ; NITRATE ; POLLUTION ;
EAU SOUTERRAINE / NOUVELLE CALEDONIE ; LOYAUTE ; MARE

RESUME

Le but principal de ce programme est la détermination des risques de pollution de l'eau souterraine dus à des pratiques agricoles intensives (apports d'engrais azotés et de pesticides, notamment) sur l'île de Maré. Les travaux réalisés ont montré que la vitesse de transfert du nitrate pouvait être réduite par rapport à celle de l'eau du fait de sa rétention sur les charges électropositives des oxyhydroxides de fer et d'aluminium. Cette rétention, relativement faible dans les horizons de surface, peut devenir importante dans les horizons de profondeur, notamment quand la concentration en nitrate est réduite. Dans le cas des pesticides, l'adsorption sur la phase organo-minérale du sol contribue à limiter les transferts de ces produits vers les lentilles d'eau douce. Toutefois, la dégradation très lente de ces produits dans le sol des Iles Loyauté, comparativement à d'autres sols, et la faible épaisseur du sol induisent des risques de contamination importants. Une attention particulière devra être portée sur le choix des matières actives afin d'utiliser des produits efficaces et assez facilement biodégradables.

L'intensification de l'agriculture passe également par d'autres voies. En premier lieu, la maîtrise de l'irrigation est un élément essentiel pour accroître les productions agricoles. Les données antérieures acquises sur les paramètres climatiques, hydrodynamiques... et sur les flux d'eau ont été utilisés pour l'élaboration d'un modèle de gestion de l'irrigation. Ce modèle, assez simple d'utilisation, sera fourni ultérieurement sur un CD-ROM accompagné d'une notice d'utilisation (Duwig et al., 2000). La gestion des nutriments (autres que l'azote) est également un moyen d'intensification important. L'intérêt d'apports de silice sur la croissance du maïs a été confirmé lors d'une expérimentation en serre. Les scories du nickel (silicate de magnésium), broyées finement, sont une source intéressante de silice. Cependant, son apport ne doit pas excéder $10-20 \text{ t ha}^{-1}$, afin d'éviter la solubilisation de quantités importantes de magnésium qui peut induire un déséquilibre de la nutrition calcique de la plante. De plus, l'apport de silice augmente de façon très significative la disponibilité du phosphore.

AVANT-PROPOS

Ce rapport récapitulatif présente les principaux résultats acquis dans le cadre de la tranche 1997 de la convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'ORSTOM portant sur "**l'étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce**". Cette opération menée dans le cadre des Contrats de Développement Etat-Province des Iles Loyauté (opération N° 6-DEF "Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté") bénéficie du soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (Convention N° 2013/DRT/4022/MI du 15/11/93 entre l'état et la Province des Iles Loyauté concernant le financement de l'opération 6-DEF). Celle-ci vise à évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et à préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.

Les travaux ont été menés à bien grâce à des collaborations avec le HortResearch Institute de Palmerston North (Nouvelle-Zélande) (B. Clothier, S. Green, I. Vogeler) et le Centre de Pédologie Biologique du CNRS à Nancy (M.J. Belgy, C. Munier-Lamy).

Les analyses chimiques ont été réalisées par le personnel du Laboratoire Commun d'Analyse de l'ORSTOM-Nouméa sous la responsabilité de J.L. Duprey et par le Centre de Pédologie Biologique pour les analyses de ¹⁴C.

La duplication de ce rapport a été confiée à l'atelier de reprographie du Centre ORSTOM de Nouméa (responsable : J.P. Mermoud).

SOMMAIRE

RESUME	3
AVANT-PROPOS	5
SOMMAIRE	7
1- CADRE ET OBJECTIFS DES RECHERCHES	9
2- TRAVAUX REALISES	10
3- ADSORPTION DU NITRATE SUR LE SOL	11
3-1. Introduction	11
3-2. Expérimentations	11
3-3. Résultats	12
3.4. Conclusions	14
4- MODELISATION DES BESOINS EN EAU D'IRRIGATION POUR LES CULTURES	14
4-1. Introduction	14
4-2. Base théorique	15
4-21. Détermination du bilan en eau	15
4-23. Détermination de la réserve en eau grâce à des mesures sur le terrain	16
4-3. Paramètres et données requis	17
4-31. Paramètres relatifs au sol	17
4-32. Paramètres relatifs à la culture	17
4-33. Paramètres relatifs au climat	18
4-4. Conclusions	18

5- EFFETS D'APPORTS DE SILICATES SUR LES PLANTES ET LE SOL	19
5-1. Introduction	19
5-2. Expérimentation	20
5-3. Résultats	20
5-4. Conclusion	23
6- ETUDE DU DEVENIR DES PESTICIDES	23
5-1. Introduction	23
5-2. Les méthodes d'étude	23
5-11. <i>La biodégradation des pesticides</i>	23
5-12. <i>La rétention des pesticides</i>	24
5-3. Résultats sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine	25
5-4. Localisation des résidus de pesticides dans le sol	25
5-5. Rétention des pesticides par le sol	27
5-6. Conclusion	29
CONCLUSION	30
BIBLIOGRAPHIE	33

1 - CADRE ET OBJECTIFS DES RECHERCHES

Les pressions économiques et démographiques que subissent les Iles Loyauté ainsi qu'une certaine volonté de fixer les populations locales conduisent les agriculteurs à abandonner progressivement les techniques d'exploitation traditionnelles pour une agriculture plus intensive utilisant des engrais et des produits phytosanitaires. Ce type d'agriculture peut présenter un danger pour les écosystèmes insulaires particulièrement fragiles. En effet, l'utilisation en continu des sols risque de provoquer une diminution de leur teneur en matière organique et par suite une baisse de la fertilité, leur stabilité structurale et leur capacité d'échange cationique étant essentiellement liées à la matière organique (Becquer et al., 1993). De plus, la mauvaise rétention par le sol de l'ion nitrate et des pesticides est susceptible d'induire une contamination de la lentille d'eau douce sous-jacente, qui constitue souvent la seule ressource en eau de ces atolls coralliens surélevés.

L'étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce a donc été entreprise en 1994, dans le cadre d'une convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'IRD (ex-ORSTOM), avec le soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (F.R.T.), afin d'évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et de préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.

L'objectif de ce programme, qui doit durer 5 ans, est :

1°/ de mieux connaître l'évolution de la fertilité des sols au cours du temps et sous l'action de diverses pratiques agricoles. En particulier, nous analyserons, d'une part, l'évolution des caractéristiques morphopédologiques à la suite des travaux agricoles et les conséquences sur les propriétés hydrodynamiques du sol et l'enracinement des plantes, d'autre part, le fonctionnement du complexe d'échange et son évolution afin d'améliorer les nutriments potassique et phosphatée des plantes ;

2°/ de déterminer les conditions de nutrition optimale des végétaux afin de lever les carences en phosphore, silice et oligo-éléments (ou de limiter leurs effets) et d'apprécier les conséquences de ces amendements et fertilisations sur les coefficients d'utilisation de l'azote et de la potasse ;

3°/ de quantifier les risques de contamination des ressources en eau par les engrais azotés. Ceci nécessite de pouvoir établir à la fois des bilans d'eau et d'azote dans le système sol-plante. Les études précédentes et la comparaison des flux hydrochimiques sous différents

systèmes de culture devraient permettre d'évaluer les risques liés à diverses pratiques et de proposer des solutions techniques les réduisant ;

4°/ d'estimer les risques de contamination par quelques pesticides. Ces études seront entreprises dans un second temps sur la base des connaissances acquises sur les transferts d'ions minéraux et sur les propriétés d'échange de ces sols.

2 - TRAVAUX REALISES

Les principaux objectifs du programme en cours visent à déterminer les caractéristiques hydrodynamiques et physico-chimiques des sols ferrallitiques allitiques des îles Loyauté et à suivre les flux d'eau et d'azote minéral sous divers systèmes de culture afin de pouvoir estimer le risque de contamination des lentilles d'eau douce par les engrais azotés. L'approche méthodologique et les résultats de trois années de suivi (1995, 1996 et 1997) ont été présentés antérieurement (Becquer et al., 1995, 1996, 1997, 1999 ; Duwig, 1998 ; Duwig et al., 1996, 1998, 1999). Ces travaux ont montré que les phénomènes de sorption pouvaient avoir une incidence non négligeable sur le transfert du nitrate (Duwig, 1998 ; Duwig et al., 1999). Des recherches sur ce thème ont été poursuivies, dans le cadre d'une collaboration établie avec le HortResearch Institute de Palmerston North (Nouvelle-Zélande), afin **d'analyser l'incidence des caractéristiques physico-chimiques du sol et de la concentration en nitrate de la solution du sol sur la rétention du nitrate.**

Les études antérieures sur les caractéristiques hydrodynamiques des sols et les flux d'eau dans les sols sont des sources de données importantes sur le cycle de l'eau. Dans un premier temps, nous nous étions intéressés plus particulièrement au drainage, du fait des risques environnementaux liés aux transferts des composés agrochimiques (engrais, pesticides) apportés au sol. Toutefois, les cultures produites sur ces sols souffrent souvent de manque d'eau. Les connaissances acquises antérieurement ont donc servies de base à **l'élaboration d'un modèle d'évaluation des besoins en eau d'irrigation pour les cultures.**

Les sols oxydiques des îles Loyauté sont particulièrement carencés en silice (Bonzon et Becquer, 1994). Un essai en serre a donc été mis en place afin :

- **d'analyser l'intérêt de diverses sources de silice (silicate de potassium, silicate de calcium, silicate de magnésium) pour lever la carence en Si.** La dernière source (silicate de magnésium) est particulièrement intéressante en Nouvelle-Calédonie car elle provient du broyage des scories issues de la métallurgie du nickel. Ce sous-produit industriel est donc particulièrement abondant et peu onéreux.

- **d'étudier l'effet de la silice** sur les propriétés d'échange du sol, notamment la capacité d'échange anionique, **et sur la disponibilité du phosphore.** En effet, la silice

s'adsorbe sur les mêmes sites d'échange que le phosphate et pourrait donc favoriser la disponibilité de ce dernier.

Le dernier point abordé porte sur **les pesticides** (Opération n° 4). Ils représentent également un risque majeur de contamination des lentilles d'eau douce. Leur devenir dans les sols est conditionné par deux processus clés : **la rétention par la phase organo-minérale et la biodégradation**. Des travaux sur ces deux points ont été développés avec deux herbicides utilisés sur maïs, le 2,4-D (acide 2,4 Dichlorophenoxyacétique) et l'atrazine. Ces données permettent de faire une première **estimation des risques de contamination des ressources en eau** par ces produits.

3- ADSORPTION DU NITRATE SUR LE SOL

3-1. Introduction

La rétention du nitrate par le sol est un processus clé pour expliquer le transfert de nitrate à travers le sol. En effet, la présence de charge électropositives à la surface des oxydes de fer et d'aluminium des sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyauté leur confèrent une capacité d'échange anionique (Becquer et al., 1999) et donc une aptitude à adsorber les anions, tel que le nitrate. Les premiers travaux réalisés (Becquer et al., 1997) visaient à déterminer cette adsorption à l'aide d'expériences en batch. Les résultats obtenus se sont révélés difficilement interprétables. Ceci nous a conduit à tester une méthode originale basée sur l'utilisation de "tubes de Perroux". Cette méthode, contrairement aux expériences en batch, permet l'étude de la rétention du nitrate lors de son transport avec l'eau, ce qui reproduit les conditions du terrain. Les premiers travaux (Duwig, 1998 ; Duwig et al., 1999) ont démontré, d'une part que la méthodologie était bien adaptée à la détermination de la rétention du nitrate, d'autre part que le nitrate était effectivement retenu par le sol. Toutefois, cette adsorption n'avait été déterminée que sur l'horizon de surface et pour deux concentrations de nitrate. Or, la teneur en matière organique et la concentration de soluté ont une influence importante sur la rétention des ions dans les sols à charges variables. Des expériences complémentaires ont donc été réalisées en utilisant des échantillons de sol présentant des teneurs variables en matière organique et en faisant varier la teneur en nitrate des solutés.

3-2. Expérimentations

Quatre échantillons de sol (Tableau 1), variable par leur teneur en matière organique, ont été étudiés. Du sol, séché et tamisé, a été compacté (à une densité apparente correspondant à celle observée sur le terrain pour chaque horizon) dans des tubes

sectionables, appelés Tubes de Perroux, de longueur 22 cm et de diamètre interne 2 cm. Des infiltrations horizontales ont été menées avec 6 solutions de concentrations différentes en N-NO_3^- : 1000, 500, 100, 50, 10 et 5 ppm. A la fin de l'infiltration, la colonne a été sectionnée en 15 sections dont la teneur en eau et la concentration en nitrate ont été analysées.

Tableau 1 : Origine et densité apparente des échantillons de sol utilisés pour les expériences avec les tubes de Perroux.

Origine	Prof. (cm)	Densité apparente (kg kg^{-1})
Tawaïnèdre	0-20	0,79
	20-40	0,81
	50-60	0,91
Taodé	0-10	0,76

Les théories physiques utilisées pour modéliser les transferts d'eau et de solutés au sein des tubes sont décrites en détail dans Duwig et al. (1999). Seuls les principaux résultats sont présentés ici.

3-3. Résultats

La Figure 1 présente les profils de teneurs en eau et de concentrations pour les différentes concentrations incidentes en nitrate utilisées, pour la couche 50-60 cm du sol de Tawaïnèdre. Les profils sont nommés par la concentration incidente en mg l^{-1} .

En général, les profils de teneur en eau ont été très bien reproduits par le modèle numérique MIM-1D (Green, 1997). Cette simulation a permis le calcul du front d'infiltration d'eau qui est indiqué par la barre verticale sur les graphes de concentrations. S'il n'y avait pas d'adsorption du nitrate par le sol, le front de soluté devrait être situé au même endroit que le front d'eau. Or sur la Figure 1, on remarque que, pour toutes les concentrations incidentes, le front de soluté est en retard par rapport au front d'eau.

La couche de sol 50-60 cm est celle qui présente le plus fort retard du nitrate, et qui de plus augmente quand la concentration incidente diminue. Les profils de concentration ont d'abord été simulés grâce à la solution approximative de Watson et Jones (1981) qui permet uniquement l'utilisation d'une isotherme d'adsorption linéaire, c'est-à-dire que le retard est constant quel que soit la concentration incidente. Or cette hypothèse est manifestement fautive pour les couches de sol 20-40 cm et 50-60 cm (Tableau 2). Une isotherme de Freundlich a été calée sur les points (concentration incidente, retard) et cette isotherme a été testée en simulant les données grâce au modèle numérique MIM-1D. La Figure 1 montre qu'en général, cette simulation reproduit bien les données.

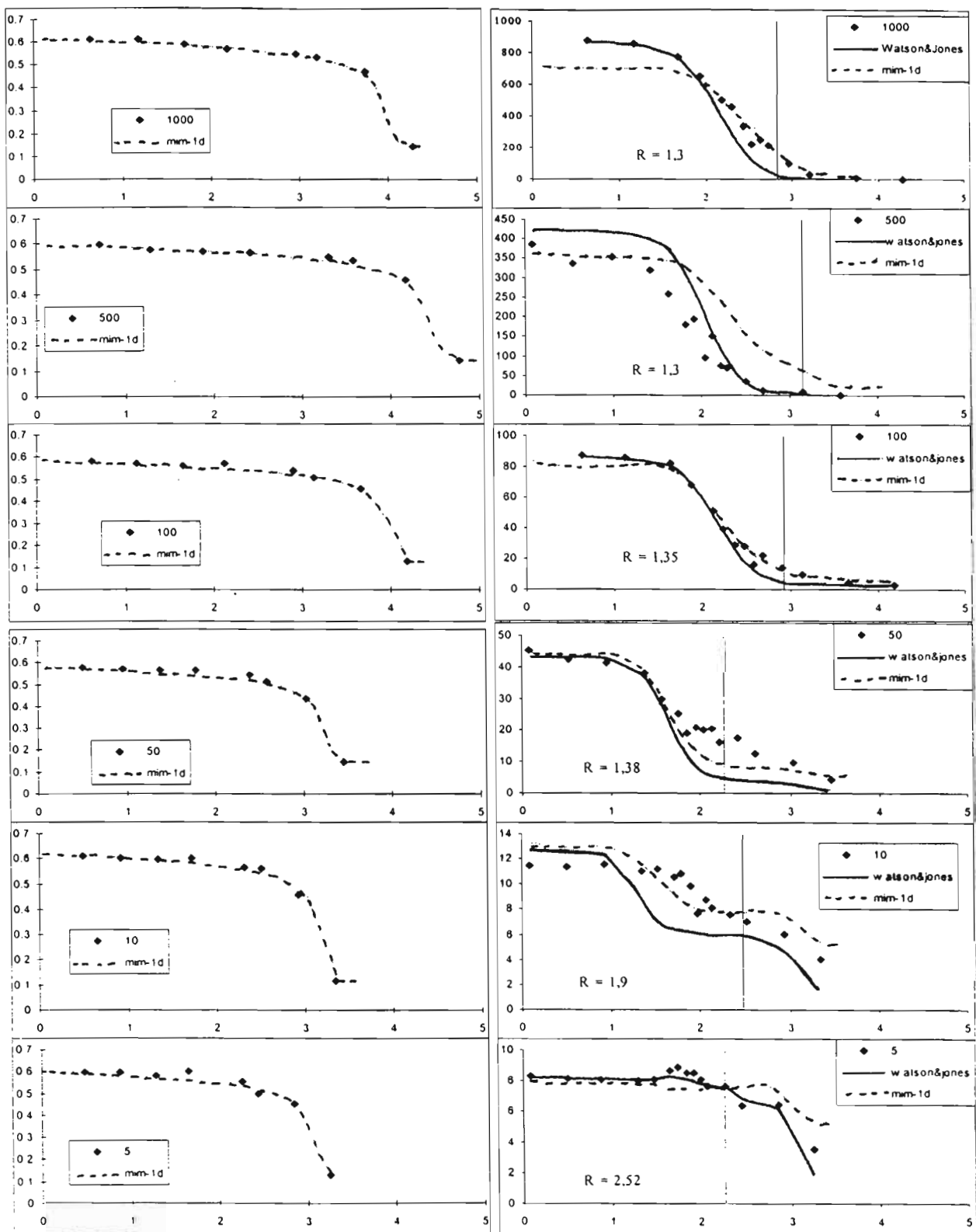


Figure 1 : profils de teneurs en eau θ en $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (colonne de gauche) et de concentrations totales M en $\mu\text{g N-NO}_3^- \text{g}^{-1}$, en ordonnée (colonne de droite) en fonction de la variable de Boltzman λ en $\text{mm s}^{-1/2}$ (en abscisse) pour la couche 50-60 cm de Tawaïnèdre. La barre verticale sur les graphes de concentrations indique la position du front d'infiltration d'eau.

Tableau 2 : Facteurs retard pour le transfert de nitrate déterminés à l'aide de "tubes de Perroux" pour divers échantillons de sol ferrallitiques allitiques et pour diverses concentrations incidentes de N-NO_3^- dans les solutions d'infiltration.

Concentrations incidentes en N-NO_3^- (mg l^{-1})	Facteur retard			
	Taodé 0 - 10 cm	Tawaïnière 0 - 20 cm	Tawaïnière 20 - 40 cm	Tawaïnière 50 - 60 cm
5	1,09	1,10	1,45	2,52
10	1,09	1,10	2,05 (?)	1,9
50	1,09	1,10	1,4	1,38
100	1,09	1,10	1,35	1,35
500	1,09	1,10	1,17	1,3
1000	1,09	1,10	1,15	1,3

3.4. Conclusions

La méthode des Tubes de Perroux, qui a été utilisée ici, permet de déterminer l'isotherme d'adsorption lors du transport d'un soluté, dans des conditions similaires à celles du terrain.

Les résultats montrent, pour des horizons de sol avec des taux de matière organique relativement élevé (horizons 0-10 cm de Taodé et 0-20 cm de Tawaïnière), que le retard du nitrate par rapport à l'eau est faible et que l'isotherme d'adsorption est linéaire. Cependant, ce retard augmente avec la profondeur, ce qui montre que la matière organique a tendance à réduire la rétention exercée par les charges de surface positives des oxydes de fer et d'aluminium. On a aussi montré, pour les couches de sol 20-40 cm et 50-60 cm, que le retard augmente quand la concentration incidente diminue et que l'isotherme d'adsorption suit une loi de Freundlich.

Dans les conditions du champ, la rétention du nitrate est donc très faible au niveau des horizons de surface. Par contre, dans les horizons de profondeur où la concentration des solutions du sol est relativement faible, même à la suite d'un apport d'engrais azotés [de 0 à 30 mg l^{-1} à 40 cm (Duwig, 1998)], le facteur retard atteint 1,5 à 2,5 indiquant qu'il faut un drainage de 1,5 à 2,5 fois plus important pour entraîner le nitrate qu'en l'absence de ce phénomène. Ce mécanisme est donc susceptible de retarder la lixiviation du nitrate ou de la limiter, dans la mesure où les racines des plantes peuvent puiser le nitrate dans les horizons de profondeur.

4- MODELISATION DES BESOINS EN EAU D'IRRIGATION POUR LES CULTURES

4-1. Introduction

Avec l'irrigation, l'agriculteur dispose d'un puissant levier pour accroître et régulariser la production de ses cultures, à condition de pouvoir maîtriser son irrigation (Cemagref, 1992). Une irrigation mal gérée conduit généralement à gaspiller de l'eau, des nutriments et de l'énergie et peut engendrer la pollution des ressources en eau, par entraînement des engrais et nutriments. Un système d'irrigation doit donc être basé sur des principes et techniques robustes qui permettent le suivi du système sol – plante - eau afin d'optimiser l'irrigation en relation avec les autres opérations et apports agricoles.

Les sols des Iles Loyauté sont en général peu profonds et très perméables. Leur réserve en eau est limitée, et les plantes manquent régulièrement d'eau même lors de la saison humide. Pour minimiser les risques de transport des nutriments vers les lentilles d'eau douce, il est nécessaire d'irriguer plus fréquemment et en moindre quantité que pour des sols profonds ou peu drainants, car le surplus d'eau est rapidement entraîné en profondeur (Duwig et al., 1998 ; 1999).

Nous présentons ici succinctement un modèle de calcul, préparé sur Microsoft Excel, qui permet de calculer la quantité d'eau à apporter journalièrement pour remplir la réserve en eau jusqu'à la capacité au champ. Ce modèle, présenté en détail dans Duwig et al. (2000), est basé sur des principes simples et des paramètres aisés à obtenir. Il a été écrit à partir de celui de Bruere *et al.* (1999), et modifié pour permettre la prise en compte de l'évapotranspiration de la culture et l'utilisation de mesures directes de la réserve en eau du sol.

4-2. Base théorique

Le modèle comprend deux options pour calculer les besoins en eau d'irrigation à partir de la détermination de la variation du stock d'eau disponible ΔS :

- à l'aide des paramètres climatiques et du calcul du bilan en eau ;
- à partir de la détermination directe du stock d'eau dans le sol.

Ces options sont interactives et permettent à l'utilisateur d'avoir une estimation de la réserve en eau même si les mesures ne sont pas toujours disponibles.

4-21. Détermination du bilan en eau

La plante puise l'eau dont elle a besoin dans le sol qui fonctionne comme un réservoir et la rejette dans l'atmosphère par évapotranspiration (ET). Le réservoir sol (S), situé entre la surface et la limite inférieure de la zone racinaire, est alimenté par la pluie qui s'infiltré (P) et l'irrigation (I). Le réservoir sol a une capacité limitée qui est caractérisée par la teneur en eau à la capacité au champ, qui équivaut à une pression de l'eau de -200 cm. Au-delà de cette pression, le trop plein du réservoir est évacué par drainage en-dehors de la zone racinaire (D) et ruissellement. Sur des parcelles agricoles des Iles Loyauté, dont la pente est négligeable, on peut souvent supposer que le ruissellement est négligeable dû à la capacité d'infiltration importante du sol. On peut effectuer un bilan en eau pour le réservoir S. La variation de stock de S (ΔS) est égale à :

$$\Delta S = P + I - ET - D. \quad (1)$$

Tous les termes sont exprimés en mm.

Soit la réserve en eau est mesurée directement sur le terrain, soit les divers paramètres de l'équation (1) doivent être mesurés ou calculés afin de déterminer ΔS .

La pluie (P) est mesurée sur le terrain à l'aide d'un pluviographe ou à partir d'une station météorologique proche (la pluviométrie est relativement variable ; il est donc nécessaire d'avoir des données aussi proche que possible de la parcelle étudiée). **L'irrigation (I)** est déterminée lors de chaque irrigation.

L'évapotranspiration (ET) est la combinaison de deux processus difficilement différenciables que sont l'évaporation de l'eau de la surface du sol et la transpiration de la plante. Ces processus sont affectés par les conditions climatiques, les caractéristiques de la plante et l'état de la couche de surface du sol. Les conditions climatiques sont à l'origine d'une évapotranspiration de référence, E_{To} (mm) (Météo-France, 1993), qui exprime la demande évaporative de l'atmosphère pour une prairie de référence. Elle est donc seulement dépendante des paramètres climatiques qui sont le vent, l'humidité, la température et l'ensoleillement. L'évapotranspiration d'une culture saine, dont les demandes en nutriments et en eau sont remplies (E_{Tc} , mm), est calculée en multipliant E_{To} par un coefficient cultural K_c (-). Chaque culture a un coefficient différent, qui varie durant le cycle de la culture. Finalement, E_{Tc} est corrigée par un coefficient, p (-), pour prendre en compte un éventuel stress hydrique de la plante quand la réserve en eau du sol est trop faible.

Le drainage a lieu quand le réservoir S est plein, c'est-à-dire quand le sol est à la capacité au champ. Le drainage est donc égal au stock d'eau excédentaire, lorsque la teneur en eau dépasse la capacité au champ, sinon il est nul.

4-23. Détermination de la réserve en eau grâce à des mesures sur le terrain

La réserve en eau peut être déterminée directement sur le terrain grâce à des mesures de teneur en eau (θ) ou de pression de l'eau (h). La teneur en eau peut être déterminée par des prélèvements gravimétriques ou des mesures par TDR (Time Domain Reflectometry) et la pression de l'eau par des tensiomètres [voir Duwig et al. (1996) et Duwig (1998) pour plus de détails sur ces méthodes]. Le choix de la méthode est donné à l'utilisateur, ainsi que le nombre de mesures dans le profil de sol et la profondeur des mesures. La profondeur de la zone racinaire doit également être précisée, car la réserve en eau est calculée entre la surface du sol et la profondeur racinaire maximale.

La méthode utilisant des tensiomètres est simple et nécessite un appareillage peu coûteux. Dans ce cas, le modèle transforme la pression de l'eau en teneur en eau grâce à la fonctionnelle de Van Genuchten (1980). Les paramètres de cette équation ont été déterminés en mettant en relation des mesures *in situ* de teneur en eau et de pression au GIE de Tawaïnèdre (Duwig, 1998).

4-3. Paramètres et données requis

Le modèle est organisé en trois pages de calcul Microsoft Excel. La première, "Paramètres", demande à l'utilisateur d'entrer les paramètres relatifs au sol, et à la plante. La deuxième est la page "Calcul", où l'utilisateur doit rentrer les paramètres journaliers, relatifs au climat et/ou à la teneur en eau (ou pression de l'eau) du sol, et où les calculs de la réserve en eau, du drainage, et du stock déficient sont effectués. Enfin, la troisième page, est la page "Graphique", qui permet de visualiser l'évolution journalière des différents termes du bilan en eau.

4-31. Paramètres relatifs au sol

L'utilisateur doit rentrer (feuille Excel N° 1) :

- la réserve en eau maximum (maxstock), qui correspond à la réserve en eau à la capacité au champ,
- la réserve en eau minimum (minstock), qui correspond à la réserve en eau au point de flétrissement,
- et la réserve en eau initial (inistock) au début de l'année, qui correspond au début de la saison humide.

Des données par défaut sont proposées telles qu'elles ont été mesurées sur le terrain au GIE de Tawaïnèdre à Maré, pour une profondeur racinaire maximum de 50 cm.

L'utilisateur doit aussi préciser s'il compte utiliser des mesures de teneurs en eau ou de pression de l'eau, combien de mesures dans le profil (de 1 à 4) et à quelles profondeurs (z_k , en cm), ainsi que la profondeur de la zone racinaire (z_{tot} , cm). Les mesures de teneur en eau ou de pression doivent rentrer dans la page "Calcul" où il est aussi possible de donner des mesures climatiques journalières (pluie, ETo). En fonction de ces choix, la réserve en eau sera calculée par la méthode du bilan à partir des données climatologiques ou à partir des mesures de teneur en eau (ou pression de l'eau).

4-32. Paramètres relatifs à la culture

L'utilisateur doit préciser la date de semis, la longueur des différents stades de la(des) culture(s), ainsi que les coefficients cultureux associés. Le développement de la culture est divisé en 4 périodes :

- le stade **initial**, qui va de la date du semis, au moment où la culture couvre environ 10% du sol,
- le stade de **développement**, qui va jusqu'à ce que la canopée de la culture couvre entièrement le sol. Cela correspond généralement à la floraison,
- la période de **maturation** qui va jusqu'à la maturité. Le début de la maturité est souvent indiquée par le jaunissement ou sénescence des feuilles ou le brunissement des fruits,
- la saison **finale**, qui va jusqu'à la récolte ou complète sénescence.

Des données par défaut des coefficients cultureux sont également fournies dans la feuille "Paramètres" (Allen *et al.*, 1998), mais il est important de les corriger par des observations *in situ* (voir Duwig *et al.*, 2000). Il est possible d'étudier une rotation annuelle de 4 cultures au maximum.

4-33. Paramètres relatifs au climat

La pluie, l'irrigation et l'évapotranspiration de référence journalières sont à préciser par l'utilisateur dans la page "Calcul" (feuille Excel N° 2).

La pluie (en mm) doit être mesurée tous les jours, si possible à la même heure, à un endroit le plus proche possible des parcelles à irriguer car la pluie journalière est variable géographiquement. Elle peut être mesurée par un pluviomètre placé dans la parcelle. Il est possible d'utiliser les données d'une station climatologique, mais seulement dans un rayon de quelques kilomètres (les stations climatologiques de La Roche et de Tadine montrent, par exemple, de fortes différences dans les pluies journalières). L'irrigation apportée doit être mesurée et reportée en mm.

L'évapotranspiration de référence (aussi appelée évapotranspiration "potentielle") peut être demandée à la station météorologique la plus proche. Ce paramètre est beaucoup moins variable que la pluie ; il est donc acceptable d'utiliser des données d'ETO d'une station des Iles Loyauté, même assez éloignée. L'évapotranspiration peut également être mesurée grâce à la mise en place d'un bac d'eau libre d'une surface d'1 m², dont le niveau d'eau est repérée par une pointe. La mesure quotidienne de la variation de niveau de l'eau, corrigée éventuellement par la hauteur de pluie, permet la mesure de l'évapotranspiration de référence. Des données journalières lissées, correspondant à la moyenne sur 7 jours des données journalières obtenues de 1988 à 1998 à Lifou, sont aussi données par défaut.

Dans le cas où des mesures de pression de l'eau dans le sol ou de teneur en eau sont effectuées tous les jours, il n'est pas nécessaire de donner des valeurs d'ETO et de pluie journalières.

4-4. Conclusions

Ce modèle de calcul des besoins en eau d'irrigation sera fourni ultérieurement sur un CD-ROM avec une notice explicative détaillée (Duwig et al., 2000). Ce programme est très simple à utiliser et demande une faible quantité de données en entrée. La réserve en eau et les besoins d'irrigation sont calculés par le modèle à partir des données climatiques ou des données sol. Pour chaque jour, après avoir effectué le bilan en eau, il est possible de déterminer la quantité d'eau manquante pour remplir la réserve en eau jusqu'à la capacité au champ. Un stock déficient journalier, qui correspond à la quantité d'irrigation recommandée, est donc calculé à partir de la différence entre la capacité au champ et le stock calculé pour un jour donné.

Le calcul des besoins en irrigation d'une culture uniquement basé sur des mesures d'évapotranspiration de référence et de pluviométrie est possible. Néanmoins, la mesure directe de la réserve en eau du sol grâce à des tensiomètres ou des sondes de mesure de teneur en eau reste la meilleure méthode car cela permet de recalibrer les calculs par rapport à ce qui se passe réellement dans le sol. En effet, la méthode climatique nécessite des paramètres d'entrée, comme les coefficients culturaux, qui sont une approximation plus ou moins proche de la réalité.

Cette méthode devrait permettre de caler les apports d'eau d'irrigation aux besoins des plantes. Le calcul du besoin en eau tous les 5 jours en saison chaude et tous les 10 jours en saison fraîche semble être un bon compromis. Toutefois, il faut éventuellement calculer les apports d'irrigation sur un pas de temps plus réduit lors des périodes sensibles des cultures (semis, floraison).

Il est cependant important d'associer la gestion de l'irrigation avec la gestion des fertilisants et des pesticides. Une irrigation, même calculée avec soin, augmente toujours les risques de drainage, et donc les risques de lixiviation des nutriments et des pesticides vers les eaux souterraines. Une bonne gestion de l'irrigation est aussi nécessaire pour limiter le coût et une consommation excessive des ressources en eau.

5- EFFETS D'APPORTS DE SILICATES SUR LES PLANTES ET LE SOL

5-1. Introduction

L'altération très importante des sols des Iles Loyauté a conduit à une élimination quasi totale de la silice du profil de sol. Bien que la silice ne soit pas considérée comme un élément essentiel pour certaines espèces végétales, son apport a souvent été bénéfique sur la croissance des plantes. Cet effet est particulièrement marqué pour diverses graminées tels que la canne à sucre, le riz... où des augmentations de croissance de 30 à 50 % ont été notées à la suite d'apport de produits silicatés. Dans le cas des sols des Iles Loyauté, des expérimentations antérieures avaient montrées l'effet bénéfique de la silice sur le maïs (Bonzon et Becquer, 1994).

L'apport de silice peut également avoir un effet bénéfique indirect. L'ion silicium, comme l'ion phosphate, s'adsorbe fortement sur les surfaces électropositives des oxydes (gibbsite, goethite) que l'on trouve dans les sols très altérés (Bowden et al., 1980). Cette fixation de Si peut induire une réduction de la capacité d'échange anionique du sol (AEC) et une réduction de la fixation du phosphore.

Une expérimentation en serre a donc été mise en place afin :

- d'analyser l'intérêt de diverses sources de silice (silicate de potassium, silicate de calcium, silicate de magnésium) pour lever la carence en Si ;
- d'étudier l'effet de la silice sur la disponibilité du phosphore.

5-2. Expérimentation

L'expérimentation a été conduite en serre sur des vases de végétation contenant 4,45 kg de sol. Trois produits silicatés ont été testés et comparés à un témoin : le silicate de magnésium (= scories du nickel) à 32 % de SiO₂, le silicate de calcium à 75 % de SiO₂ et le silicate de potassium à 55 % de SiO₂. Elle consistait en un essai en blocs complets entièrement randomisés à un seul facteur de variation contrôlé : le couple "nature du produit x dose" de produits silicatés (Tableau 3).

Tableau 3 : Doses de produits silicatés apportés sur les divers traitements de l'essai.

Type d'amendement	Quantité de produit (t ha ⁻¹)	Teneur en SiO ₂ (‰)	Sigle
Témoin	0	0	T
Silicate de magnésium	10	1,07	M10
"	20	2,13	M20
"	40	4,27	M40
"	80	8,53	M80
Silicate de calcium	0,5	0,13	C0,5
"	1	0,25	C1
"	2	0,50	C2
"	4	1,00	C4
Silicate de potassium	0,25	0,05	K0,25
"	0,5	0,09	K0,5
"	1	0,18	K1

Un amendement phosphaté équivalent à un apport de 3 t ha⁻¹ de P₂O₅ a été apporté à chaque pot, sous forme de superphosphate à 48 % de P₂O₅. La fumure potassique, apportée sous forme de sulfate de potassium a été réduite dans les traitements avec du silicate de potassium afin que l'apport de K soit équivalent dans tous les traitements.

Après incorporation au sol des amendements et remplissage des vases de végétation, ces derniers furent mis à la capacité au champ pendant 15 jours afin de permettre au sol de réagir aux applications d'amendements. La plante-test utilisée était un hybride double de maïs, Hycorn 80. L'essai a été arrêté après 43 jours de croissance de la plante.

5-3. Résultats

Les résultats de cette expérimentation sont encore incomplets car les analyses des sols et des végétaux sont encore en cours. Seuls les principaux résultats concernant la croissance de la plante et les teneurs minérales des solutions du sol sont présentés ici (tableau 4).

Tableau 4 : Influence de doses croissantes de 3 amendements silicatés sur la croissance du maïs et sur la composition des percolats.

Sigle	Paramètre Signification	Moyenne générale	CV (%)	Probabilités des tests F	
				Blocs	Traitements
H43 (cm)	Hauteur après 43 jours de croissance	52,97	9,4	0,881	0,999
PST (g/plt)	Poids sec tiges + feuilles	17,19	15,6	0,949	1,000
T-Si (mg/l)	Teneur en silice des percolats	2,42	34,7	0,968	1,000
T-PO4 (mg/l)	Teneur en phosphate des percolats	0,68	30,5	0,650	1,000
T-Ca (mg/l)	Teneur en calcium des percolats	76,78	12,1	0,360	1,000
T-Mg (mg/l)	Teneur en magnésium des percolats	98,84	11,8	0,650	1,000
T-Mg/T-Ca		1,29			
T-K (mg/l)	Teneur en potassium des percolats	10,01	59,4	0,420	0,790
T-Na (mg/l)	Teneur en sodium des percolats	25,36	9,7	0,440	1,000
pH	pH des percolats	8,14	3,1	0,455	0,974

22

Sigle	Moyennes des traitements												Classements(*)
	T	M10	M20	M40	M80	C0,5	C1	C2	C4	K0,25	K0,5	K1	
H43 (cm)	56,28	54,90	53,32	54,32	49,70	53,38	55,18	57,73	55,93	51,48	53,41	40,05	C2=T=C4=C1=M10=M40=K0,5=C0,5=M20>K0,25>M80>K1
PST (g/plt)	17,87	18,89	18,15	17,18	13,80	18,70	18,04	21,01	18,67	16,72	17,62	9,62	C2=M10=C0,5=C4=M20=C1>T=K0,5=M40>K0,25=M80>K1
T-Si (mg/l)	0,72	2,14	4,34	4,77	8,86	0,79	1,07	1,66	2,27	0,67	0,80	0,95	M80>M40=M20>C4=M10=C2>C1=K1=K0,5=C0,5=T=K0,25
T-PO4 (mg/l)	0,51	0,85	0,73	1,07	0,99	0,56	0,67	0,59	0,68	0,58	0,35	0,51	M40=M80>M10=M20=C4=C1>C2=K0,25=C0,5=K1=T=K0,5
T-Ca (mg/l)	87,05	74,72	64,71	70,26	55,63	86,73	82,13	81,43	88,22	74,80	80,26	75,49	C4=T=C0,5=C1=C2=K0,5>K1>K0,25=M10=M40=M20>M80
T-Mg (mg/l)	92,77	96,79	97,86	113,62	167,04	90,12	87,97	86,49	91,41	88,08	91,75	82,23	M80=M40>M20=M10>T=K0,5=C4=C0,5=K0,25=C1=C2=K1
T-Mg/T-Ca	1,07	1,30	1,51	1,62	3,00	1,04	1,07	1,06	1,04	1,18	1,14	1,09	
T-K (mg/l)	8,03	9,02	15,60	9,62	9,72	10,91	11,31	13,07	12,37	6,15	5,78	8,52	
T-Na (mg/l)	20,37	24,23	25,70	27,64	29,31	21,41	24,66	30,35	30,48	23,50	22,74	23,96	C4=C2=M80=M40>M20=C1=M10=K1=K0,25>K0,5=C0,5=T
pH	8,19	8,22	8,16	8,26	8,36	8,10	8,15	8,15	8,13	8,18	8,00	7,73	M80=M40=M10=T=K0,25=M20=C1=C2=C4=C0,5>K0,5=K1

Classement des divers traitements par ordre croissant à la suite d'un test t de comparaison des moyennes

L'effet des traitements sur la croissance en hauteur de la plante, après 43 jours d'essai, est peu marquée. Les hauteurs ne sont pas différentes du témoin, sauf dans le cas d'un apport de 80 t ha⁻¹ de silicate de magnésium (M80) ou de 1 t ha⁻¹ de silicate de potassium (K1) où la croissance est réduite. En ce qui concerne la masse de matière sèche des plantes, les résultats sont un peu plus contrastés. Les traitements avec du silicate de calcium (C0,5, C1, C2 et C4) ainsi que les deux plus faibles doses de silicate de magnésium (M10 et M20) se sont révélés bénéfiques. Un apport de 1 à 4 de t ha⁻¹ de silicate de calcium ou 10 à 20 t ha⁻¹ de silicate de magnésium est souhaitable. Dans le cas des apports de silicate de potassium, la dissolution probablement incomplète de l'amendement silicaté a probablement induit une réduction de la quantité de potassium disponible pour la plante. En effet, les teneurs en K⁺ des percolats sont généralement plus faibles que dans les autres traitements, bien que les différences ne soient pas significatives. Les apports importants de silicate de magnésium induisent la solubilisation de quantités excessives de Mg²⁺ et un déséquilibre avec le Ca²⁺ préjudiciable à la plante. En effet, le rapport Mg / Ca de la solution atteint 3 pour M80. L'apport de silicate de magnésium ne doit donc pas excéder 20 t ha⁻¹. Toutefois, l'excès de magnésium est probablement rapidement lixivié car, si l'on considère que le rapport molaire Mg / Si, qui est de l'ordre de 2 dans l'amendement apporté, atteint 20 dans les percolats. Donc la lixiviation de Mg est importante alors que la silice s'adsorbe sur le sol.

Du fait des apports importants de silicate, on observe une augmentation très significative des concentrations en silice dans les percolats. Dans le cas du silicate de magnésium, la concentration peut-être 5 à 10 fois supérieure à celle du témoin (5 à 9 mg l⁻¹ pour M20, M40 et M80 contre 0,7 mg l⁻¹ pour T). Parallèlement à cette augmentation des teneurs en Si, les teneurs en phosphate des solutions augmentent de façon très significative, bien que plus réduite. Les teneurs en P soluble sont le double de celle du témoin pour les apports les plus importants de silicate de magnésium. Les travaux de Hingston (in Bowden et al., 1980) ont montré que la présence de silice dans la solution induit une réduction de l'adsorption du phosphore sur la goethite pour des pH > 6. Toutefois, lors d'un apport conjoint de P et Si, la fixation de Si est faible ou nulle, à pH acide ou neutre, alors que celle de P est importante. Il est donc préférable d'apporter la silice préalablement aux apports d'engrais phosphatés.

5-4. Conclusion

Malgré une expérimentation en serre d'assez courte durée, les apports de silice ont montré un effet bénéfique modéré sur la croissance des plantes. Ce résultat corrobore les résultats antérieurs (Bonzon et Becquer, 1994). Cet effet positif peut être à la fois direct ou indirect, en améliorant la disponibilité du phosphore. Les scories du nickel se sont révélées être une source intéressante de silicate dans la mesure où les apports n'excèdent pas 20 t ha⁻¹.

En pratique, il est probablement préférable d'apporter les amendements silicatés avant les fertilisants phosphatés. Un apport de 10 à 20 t ha⁻¹ de scories du nickel suivi d'apports, à chaque cycle de culture, de préférence localisés sur la ligne de plantation, d'engrais phosphatés pourrait avoir un effet positif sur la croissance des plantes.

6- ETUDE DU DEVENIR DES PESTICIDES

5-1. Introduction

La préservation des ressources en eau des îles nécessite de mieux connaître les facteurs contrôlant le devenir des éléments apportés (engrais, pesticides) sur le sol. Les pesticides sont soumis à divers processus d'adsorption sur la phase organo-minérale, de décomposition chimique ou biologique... Leur devenir dans ces sols est très mal connu. La teneur élevée en matière organique et en oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium dans ces sols va conditionner fortement les phénomènes de rétention des pesticides et indirectement les phénomènes impliqués dans leur dégradation. La rétention et la biodégradation sont donc les processus clés pour expliquer la persistance et la mobilité des pesticides dans les sols et donc pour prévoir les risques de pollution des lentilles d'eau douce. Par ailleurs, les conditions pédologiques et climatiques exceptionnelles du site rendent très hypothétique l'extrapolation des données du comportement de pesticides acquises dans d'autres situations.

Des expériences de minéralisation et de sorption ont été réalisées sur 2 molécules, l'atrazine et le 2,4-D. Ces deux herbicides classiquement utilisés sur maïs ont des caractéristiques physico-chimiques différentes. L'atrazine est une base faible susceptible de s'adsorber sur les charges électro-négatives de la matière organique alors que le 2,4-D est un acide faible qui peut se fixer sur les charges électro-positives des oxydes de fer et d'aluminium.

5-2. Les méthodes d'étude

5-21. La biodégradation des pesticides

La première étape consiste à suivre la biodégradation du pesticide marqué ¹⁴C dans le sol sous l'action des micro-organismes du sol (Figure 2). Des pesticides marqués ¹⁴C sont souvent utilisés dans ce type d'expérimentation car ils permettent un suivi quantitatif de la dégradation des pesticides. La dégradation du pesticide est suivie par la mesure du dégagement de ¹⁴CO₂, qui provient de la minéralisation des molécules du pesticide. La minéralisation du carbone organique est également suivie par le dosage du CO₂ total. La comparaison de traitements biotiques (présence de microorganismes) (B) avec des traitements

abiotiques (absence de microorganismes) (AB) permet de distinguer les processus de dégradation physico-chimiques et biologiques.

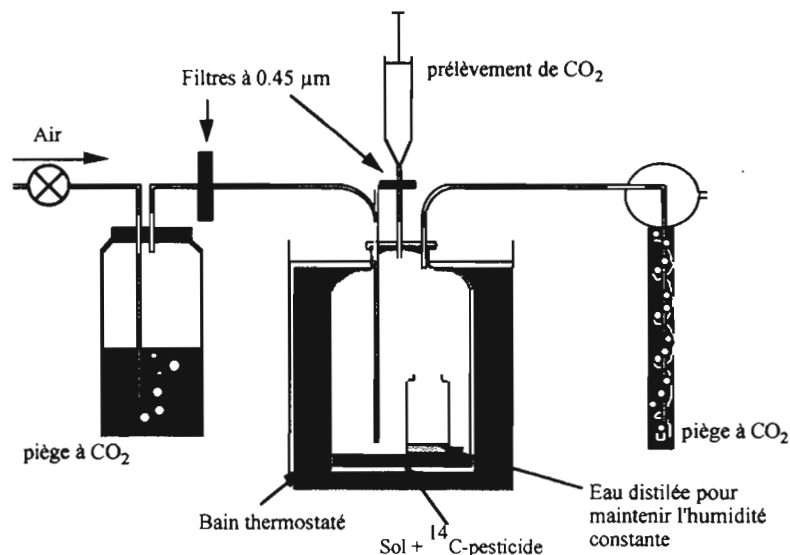


Figure 2 : Dispositif de suivi de la biodégradation des pesticides dans le sol.

5-22. La rétention des pesticides

La seconde étape consiste à mesurer la rétention des pesticides par le sol. L'adsorption de pesticides marqués ^{14}C dans des sols et/ou horizons pédologiques caractéristiques est mesurée au laboratoire lors d'expérimentations en "batch" (Figure 3).

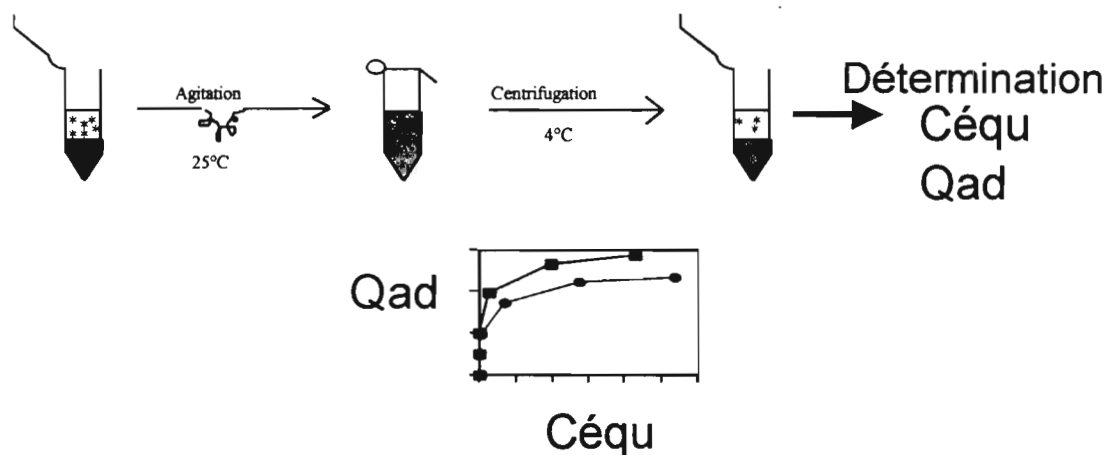


Figure 3 : Méthode de mesure de la rétention des pesticides dans le sol.

Ces expériences permettent de déterminer le coefficient de partage, K_d , entre les phases liquides et solides pour un pesticide.

5-3. Résultats sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine

L'étude sur la biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine montre que les vitesses de dégradation de ces produits dans le sol sont lentes (Figure 5) par rapport aux valeurs relevées dans la littérature pour d'autres conditions de sol. En effet, pour des apports radioactifs initiaux de 239 200 Bq (Becquerel) pour le 2,4-D et de 73 600 Bq pour l'atrazine (correspondant à des apports au champ respectivement de 1 kg ha⁻¹ et 1,5 kg ha⁻¹), après 100 jours d'incubation à la capacité au champ et à 25°C, seulement 23 % et 0,3 % du ¹⁴C du 2,4-D et de l'atrazine ont été minéralisés en ¹⁴C-CO₂. Ceci correspond à des temps de demi-vie (t_{1/2}) [= durée nécessaire pour dégrader la moitié de la molécule apportée] de 7-8 mois pour le 2,4-D et de plus de 50 ans! pour l'atrazine. D'après les travaux de Gustafson (1989) et Jury et al. (1987), les t_{1/2} de ces deux molécules sont, en moyenne pour les sols de Nouvelle-Zélande, respectivement de 3 semaines et 2 mois. Ceci pourrait être lié à une forte rétention de ces produits par le sol, notamment par la matière organique dans le cas de l'atrazine.

Les résultats des traitements abiotiques (AB) ne sont pas présentés ici. Toutefois, la stérilisation s'est révélée peu efficace et n'a induit qu'un retard initial de la dégradation des deux herbicides.

5-4. Localisation des résidus de pesticides dans le sol

Après 30 et 101 jours d'incubation, le sol a été analysé afin de caractériser les résidus de pesticides persistant dans le sol. Les sols incubés des 4 répétitions de chaque traitement ont été regroupés et ont été soumis :

- à divers cycles d'extraction à l'eau (ces extractions ont été poursuivies jusqu'à ce que la radioactivité ne soit plus détectable dans le surnageant) ;
- à des extractions à l'alcool (éthanol + méthanol 50/50).

La radioactivité résiduelle a été dosée dans trois fractions : extractible à l'eau, extractible à l'alcool, non extractible. Le bilan de la radioactivité issue des pesticides est présenté dans le tableau 5.

Dans le cas de l'atrazine, plus de 40 % de la radioactivité est extractible à l'eau indiquant qu'une part importante du produit est susceptible de migrer facilement à travers le sol. 23 % de ces composés (atrazine + produits de dégradation) sont extractibles à l'alcool, donc potentiellement lixiviables à moyen terme, et 35-40 % ne sont pas extractibles, donc susceptibles de s'accumuler dans le sol.

En ce qui concerne le 2,4-D, les résidus extractibles à l'eau et à l'alcool ne représentent respectivement que 1 et 3 % de l'apport. La fraction non extractible est du même ordre de grandeur que pour l'atrazine (35-40 %). Toutefois, 35 % de la radioactivité apportée ne se retrouve pas dans le bilan final. On peut supposer qu'une partie du 2,4-D s'est volatilisée.

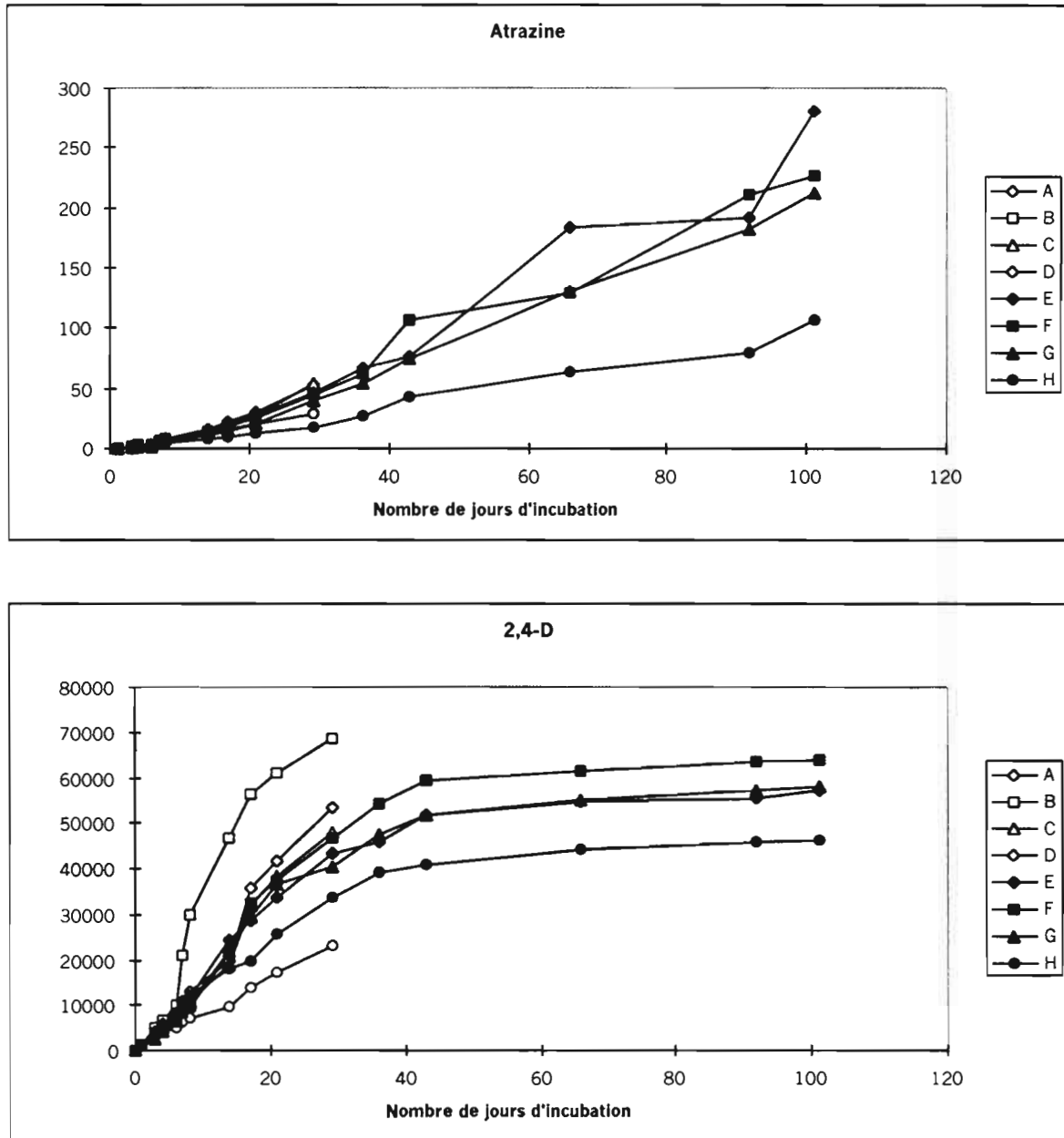


Figure 5 : Cinétique de biodégradation du 2,4-D et de l'atrazine dans le sol : quantité cumulée de $^{14}\text{C-CO}_2$ dégagé pour 8 répétitions (A à H) à partir du pesticide marqué ^{14}C [les apports radioactifs initiaux sont de 239 200 Bq (Becquerel) pour le 2,4-D et de 73 600 Bq pour l'atrazine].

5-5. Rétention des pesticides par le sol

Les résultats des expériences d'adsorption et des désorptions qui ont suivi sont présentés dans la figure 6 et les coefficients de partage K_d entre le sol et la solution d'équilibre dans le tableau 6. Les valeurs des coefficients $\log K_{oc}$ [= $\log (K_d / \text{teneur en carbone})$] sont également présentés.

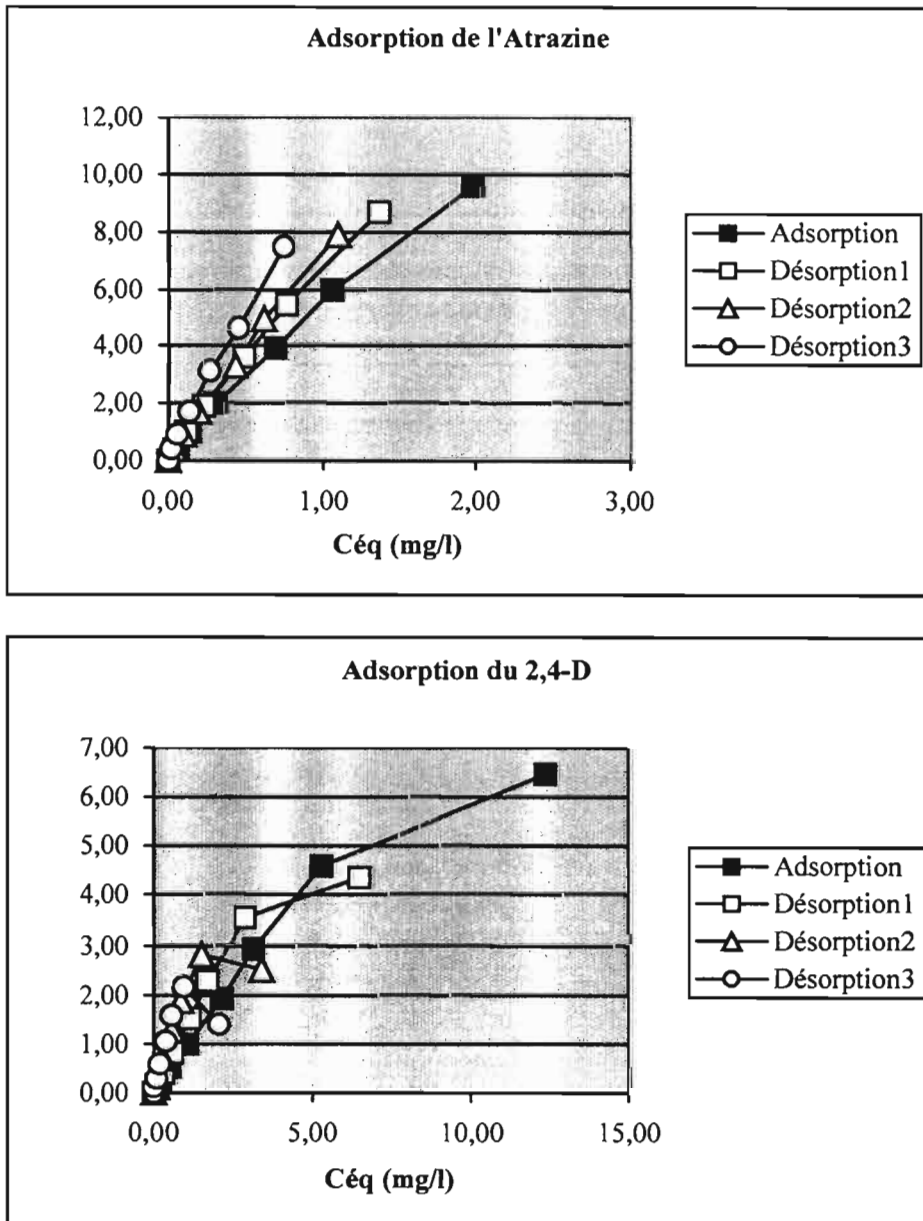


Figure 6 : Rétention de l'atrazine et du 2,4-D sur le sol de Maré lors d'une expérience d'adsorption en "batch" suivie de 3 désorptions successives sur un échantillon de sol.

Tableau 5 : Bilan de la radioactivité issue des pesticides après 101 jours d'incubation.

Première période									
Produits	Apport radioac	(a) 14C-CO2	(b) 14C_eau	(c) 14C_alcool	(d) 14C_eau2	(e) 14C_extrait	(f) 14C_sol	(g) 14C_tot	(h) Rdt extrac
	Bq/flacon	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	%
Atrazine_AB	76591	9	45441	17813	162	63416	13235	76660	100,1
Atrazine_B	76591	45	40115	21247	218	61581	13886	75512	98,6
2-4 D_AB	230572	15870	90509	12901	1169	104580	73041	193490	83,9
2-4 D_B	230572	56651(*)	13410	9870	1056	24336	81192	162179	70,3

(*) : la quantité de 14C-CO2 pour 2-4D_B correspond à 3 flacons (A, B, C), un problème ayant eu lieu pour D

Deuxième période									
Produits	Apport radioac	14C-CO2	14C_eau	14C_alcool	14C_eau2	14C_extrait	14C_sol	14C_tot	Rdt extrac
	Bq/flacon	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	%
Atrazine_AB	76591	43	32807	17796		50602	27520	78166	102,1
Atrazine_B	76591	207	31020	17614		48634	28528	77368	101,0
2-4 D_AB	230572	57806	21622	8442		30063	89870	177739	77,1
2-4 D_B	230572	52551	2731	7424		10155	88602	151308	65,6

(a) = quantité de 14C dégagé sous forme CO2

(b) = quantité de 14C extrait avec de l'eau

(c) = quantité de 14C extrait avec de l'alcool (methanol et ethanol 50/50)

(d) = quantité de 14C extrait avec de l'eau (rinçage)

(e) = b + c + d

(f) = quantité de 14C résiduel dosé au CHN

(g) = e + f

(h) = (g / apport initial) * 100

Tableau 6 : Valeurs des Kd et log Koc de l'atrazine et du 2,4-D pour les adsorptions et les désorptions successives réalisées sur le sol de Maré.

	Atrazine		2,4-D	
	Kd	log Koc	Kd	log Koc
Adsorption	6,56	2,21	0,98	1,39
Désorption n° 1	8,12	2,31	1,50	1,58
Désorption n° 2	8,87	2,35	2,45	1,79
Désorption n° 3	12,04	2,48	3,30	1,91

Les valeurs élevées du Kd (ou Koc) de l'atrazine indiquent que l'atrazine est fortement adsorbée sur le sol, notamment aux molécules organiques du fait de son comportement de base faible. Le 2,4-D est par contre assez faiblement retenu sur le sol.

5-6. Conclusion

La dégradation et l'adsorption sont les deux processus clés qui régulent le devenir des pesticides dans les sols. Gustafson (1989) et Jury et al. (1987) ont proposé une méthode d'évaluation des risques de lixiviation des pesticides en fonction de leur position dans un graphe logarithmique présentant les valeurs de leur durée de demi-vie ($\log t_{1/2}$) en fonction du coefficient de partition par rapport à la matière organique ($\log K_{oc}$). Les résultats moyens obtenus pour divers pesticides sur différents sols de Nouvelle-Zélande et les résultats correspondant à l'atrazine et au 2,4-D pour le sol de Maré sont présentés sur la figure 7.

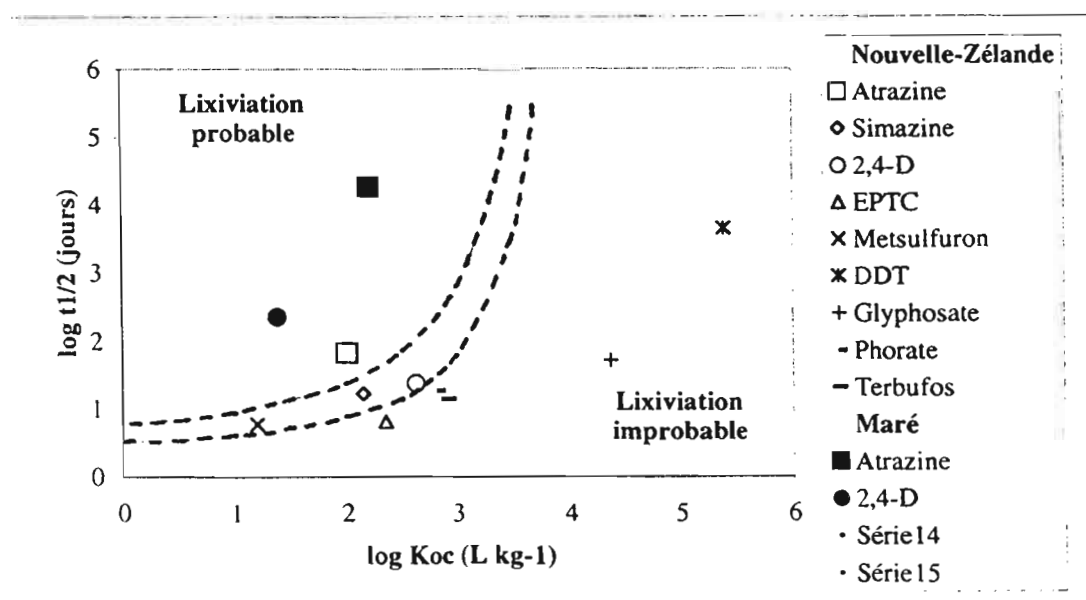


Figure 7 : Evaluation du risque de lixiviation des pesticides. Les courbes délimitent des zones où la lixiviation des pesticides est probable ou improbable.

Les résultats, obtenus sur l'horizon de surface du sol de Maré, montrent que la lixiviation de l'atrazine et du 2,4-D est à craindre. Pour ces deux matières actives, le risque semble nettement plus élevé à Maré que dans le cas d'une gamme de différents sols de Nouvelle-Zélande. Ceci semble principalement dû à une vitesse de biodégradation relativement faible.

Dans le cas du 2,4-D, on peut supposer que la rétention sera plus importante dans l'horizon (B). En effet, le 2,4-D est une base faible qui se comporte comme un anion au pH du sol. Comme pour le nitrate (cf. § 3), sa rétention, qui est faible dans l'horizon de surface, augmente probablement dans les horizons de profondeur où les charges électropositives des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium ne sont pas saturées par la matière organique. Toutefois, l'activité biologique est généralement trop faible en profondeur pour espérer obtenir une dégradation significative de 2,4-D dans cet horizon. Cette rétention induira plutôt un retard dans le transfert plutôt qu'une réduction quantitative de la lixiviation.

Compte tenu de ces résultats, les applications de pesticides devront être limitées afin de réduire les risques de contamination des eaux et des sols. Par contre, il est bien connu que, dans les sols riches en matière organique, l'activité biocide des herbicides est souvent réduite (Calvet, 1989) et que les doses apportées doivent donc être augmentées. L'efficacité des herbicides appliqués au sol devrait être évaluée au cours d'expériences menées chez les agriculteurs. Des produits à absorption foliaire pourraient avoir une efficacité plus importante.

CONCLUSION

Les travaux réalisés dans le cadre de l'avenant 5 ont permis d'améliorer notre compréhension du fonctionnement des sols ferrallitiques allitiques de Maré sur divers points :

- La rétention du nitrate, qui est relativement faible dans les horizons humifères de surface, peut devenir importante dans les horizons de profondeur, notamment quand la concentration en nitrate est réduite. Ce processus induit une réduction de la vitesse de transfert du nitrate. Ceci peut se traduire par une limitation quantitative de la lixiviation dans la mesure où les plantes sont capables d'aller puiser le nitrate dans ces horizons. Les plantes à enracinement profond pourront donc avoir un effet bénéfique.

- La maîtrise de l'irrigation est un élément essentiel de l'intensification des productions agricoles. Les données antérieures acquises sur les paramètres climatiques, hydrodynamiques... et sur les flux d'eau ont été utilisés pour l'élaboration d'un modèle de gestion de l'irrigation. Ce modèle, assez simple d'utilisation, sera fourni ultérieurement sur un CD-ROM accompagné d'une notice d'utilisation (Duwig et al., 2000).

- L'intérêt d'apports de silice sur la croissance du maïs a été confirmé lors d'une expérimentation en serre. Les scories du nickel (silicate de magnésium), broyées finement, sont une source intéressante de silice. Cependant, son apport ne doit pas excéder 10-20 t ha⁻¹, afin d'éviter la solubilisation de quantités importantes de magnésium qui peut induire un déséquilibre de la nutrition calcique de la plante. De plus, l'apport de silice augmente de façon très significative la disponibilité du phosphore.

- Les risques environnementaux liés à l'utilisation de pesticides ont été mis en évidence au cours d'expériences de dégradation et d'adsorption menées sur deux herbicides : l'atrazine et le 2,4-D. La vitesse de biodégradation de ces matières actives est réduite, notamment dans le cas de l'atrazine qui s'adsorbe assez fortement sur la matière organique. Ces produits, qui sont très persistants dans le sol, sont susceptibles d'être progressivement lixiviés et de contaminer les ressources en eau. Une attention particulière devra être portée sur le choix des matières actives afin d'utiliser des produits efficaces et assez facilement biodégradables.

BIBLIOGRAPHIE

- Allen R.G., Pereira, L.S., Raes D. et Smith M. 1998 Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO irrigation and Drainage Paper No56.
- Becquer T., Bourdon E. et Pétard J. 1993 Contribution à l'étude des sols de Maré : les sols du Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawaïnèdre et de Taodé. 2- Caractérisation physico-chimique des sols. 24, ORSTOM, Nouméa.
- Becquer T., Duwig C. et Bonzon B. 1999 Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre de l'opération N° 6-DEF "Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté" au titre de la tranche 1996. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., ORSTOM, Nouméa.
- Becquer T., Duwig C., Bourdon E., Bonzon B., Guenec G. et Danloux J. 1995 Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 1. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 29, ORSTOM, Nouméa.
- Becquer T., Duwig C., Bourdon E., Dubus I., Vincent V., Nigote W. et Bonzon B. 1996 Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 2. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 34, ORSTOM, Nouméa.
- Becquer T., Duwig C., Dubus I., Bourdon E., Nigote W., Vincent V. et Bonzon B. 1997 Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 3. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 43, ORSTOM, Nouméa.
- Bonzon B. et Becquer T. 1994 Mise en valeur des sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyauté. Note de synthèse. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 28, ORSTOM, Nouméa.
- Bowden J.W., Posner A.M. et Quirk J.P. 1980 Adsorption and charging phenomena in variable charge soils. In: B.K.G. Theng (Editor), Soils with variable charge. New Zealand Society of Soil Science, Lower Hutt, New Zealand, pp. 147-166.
- Bruere A., Clothier B.E., Rosen M., Tomer M. et Roygard. J. 1999 System Management & Monitoring, Chapter in Guidelines for Utilisation of Sewage Effluent onto Land – Technical Document. New Zealand Land Treatment Collective c/o Forest Research Institute. in press.
- Calvet R. 1989 Adsorption of organic chemicals in soils. Environmental Health Perspectives, 83, 145-177.
- Cemagref 1992 Irrigation. Collection Guide Pratique du Cemagref. Ed. Cemagref et CEP.
- Duwig C. 1998 Etude des transferts d'eau et de nitrate dans les sols ferrallitiques de Maré (Nouvelle-Calédonie) : risques de pollution des lentilles d'eau douce., Université de Grenoble, 189 p.
- Duwig C., Becquer T., Bourdon E., Nigote W. et Taputuarai L. 1996 Suivi hydro-chimique sous différents systèmes de culture à Maré. Documents Scientifiques et Techniques, IIII, 58p., ORSTOM, Nouméa.

- Duwig C., Becquer T., Clothier B.E. et Vauclin M. 1998 Nitrate leaching through oxisols of the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. *Geoderma*, 84, 29-43.
- Duwig C., Becquer T., Clothier B.E. et Vauclin M. 1999 A simple dynamic method to estimate anion retention in an unsaturated soil. *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes*, 328, 759-764.
- Duwig C., Becquer T. et Green S.R. 2000 Recommendations pour la gestion de l'irrigation sur les Iles Loyaute. *Conv. : Sci. Vie : Agropédol.*, ORSTOM, Nouméa. (à paraître)
- Duwig C., Becquer T., Vogeler I., Vauclin M. et Clothier B.E. 1999. Water dynamics and nutrient leaching through a cropped Ferralsol in the Loyalty Islands (New Caledonia). *J. Environmental Quality* (sous presse).
- Green S.R. 1997 MIM-1D : a FORTRAN program to compute the 1-D movement of water and solute into uniform soil. *HortResearch Internal Report No : IR97-66*.
- Gustafson D.I. 1989 Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357.
- Jury W.A., Foch D.D. et Farmer W.J. 1987 Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environmental Quality*, 16, 422-428.
- Météo-France 1993. Logiciel AGRONOE – Méthode de calcul des ETP quotidiennes.
- Steward B.A. et Nielson D.R. 1990 *Irrigation of Agricultural Crops*. Agronomy 30, ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin. USA.
- Van Genuchten M.T. 1980 A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.
- Watson K.K. et Jones M.J. (1981) Estimation of hydrodynamic dispersion in a fine sand using approximate analytical solution. *Aust. J. Soil Res.*, 19, 265-273.

