

Projet ECLO/SEN/003/NET

RAPPORT DU PROJET

Effets sur L'Environnement de la Lutte Chimique Antiacridienne



Organisation des Nations Unies
Pour l'Alimentation et l'Agriculture

RAPPORT DU PROJET

Projet ECLO/SEN/003/NET

**EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT DE LA
LUTTE CHIMIQUE ANTIACRIDIENNE**

TRADUCTION DU RAPPORT PUBLIE PAR LA
FAO/ROME EN 1990
intitulé

**ENVIRONMENTAL EFFECTS OF CHEMICAL
LOCUST AND GRASSHOPPER CONTROL**

A Pilot Study

FAO Publication No. M/U2505E/1/1.91/250

Traduction par Mme. Cheryl Williams-Nam
de tous les chapitres sauf
Chapitres III, VIII et XI qui
étaient en français dans le document original.

Une Etude Pilote

Rédaction par James W. Everts
Département de Toxicologie
Wageningen Agricultural University
Bomenweg 2
6703 HD Wageningen
Les Pays Bas

Adresse du Projet:

Projet ECLO/SEN/003/NET
FAO/UNDP
B.P. 154
Dakar, Senegal

Tel: (221) 34 42 94
Fax: (221) 34 42 90

Personnel Scientifique Impliqué

Gilles Balança Acridologue
CIRAD/PRIFAS, BP 5035 Montpellier Cedex
France. tel: 67-639170, fax: 67-410958

Keith Banister Ichthyologist
for NRI, Chatham Maritime, UK
adresse actuel: 29 Winterworth Road,
Banstead, Surrey, SM7 2QJ
Grande Bretagne.

Mounirou Ciss Toxicologiste
Dept. de Chimie Analytique et Toxicologie
Université de Dakar, Sénégal.
Tel: 221-241381

Richard J. Courshee Physicist/Application Expert
FAO/ECLO, Rome, Italie.

James W. Everts Ecotoxicologist, Team Leader
Dept. of Toxicology, Agricultural
University, Wageningen, The Netherlands
adresse actuel: Ministry of Transport and
Public Works, Tidal Waters Division,
Ecotoxicology Section, PO Box 20907,
2500 EX The Hague, Les Pays Bas.
Tel: 70-3745225 fax: 70-3282059

Ian F. Grant Ecologist
Natural Resources Institute, Pesticide
Impact Section, Chatham Maritime,
Chatham, Kent ME4 4TB, Grande Bretagne.
Tel: 634-880088 fax: 634-880066/77

Ndiogou Gueye Expert en Termites
Ministère de la Protection de la Nature,
Hann, Sénégal.

James O. Keith Ecotoxicologist/Ornithologist
Denver Wildlife Research Center,
USDA/APHIS/S&T, Bldg. 16, Federal Center,
Lakewood, Colorado 80225-0266, E.U.
tel: 303-2367812 fax: 303-2367863

Joost Lahr Ecotoxicologist/Hydrobiologist
Dept. of Toxicology, Agricultural
University, Bomenweg 2, 6703 HD
Wageningen, Les Pays Bas.
tel: 8370-82137 fax: 8370-84762
adresse actuel: Projet LOCUSTOX
FAO, B.P. 3300, Dakar, Sénégal.
tel: 221-344294 fax: 221-434290

REMERCIEMENTS

Ce rapport est basé sur des essais de terrain pendant trois mois, exécuté par un groupe de chercheurs scientifiques de cinq pays, représentant cinq organisations et neuf (9) disciplines. Cet exemple de très bonne collaboration internationale et interdisciplinaire a réussi grâce aux conditions d'accueil sénégalaise, et notamment des infrastructures adéquates, des scientifiques nationaux de haute qualification et des administrations locales et nationales très coopératives.

Nous remercions Monsieur Mbuyi Mukendi, le Représentant de la FAO à Dakar, Monsieur Daouda Diagne, Directeur de la Protection des Végétaux (DPV), Monsieur Mohamadou Ly, Directeur Général de l'Institut National de la Recherche Agricole (ISRA), Monsieur Doudou Ba, Chef du Département de Toxicologie et de la Chimie Analytique de la Faculté de Médecine et Pharmacie de l'Université de Dakar. Nous remercions Madame Fatou Diouf de la FAO/Dakar. Le projet a beaucoup profité de l'aide du Directeur du Projet ECLLO/RAF, Monsieur Alioune Ndiaye et son équipe, Monsieur Samba Thioub et Madame Touti Kane. Nous remercions surtout Monsieur Ndiaye pour son intervention aux moments les plus difficiles. Le Projet doit une grande dette à la Compagnie Sucrière Sénégalaise de Richard Toll, en particulier Messieurs Eric Letur, Hudson, et Neau. Nous remercions également Monsieur Banda Dia de la DPV de Richard Toll et Monsieur Amadou Diop, Inspecteur Régional de la DPV à St. Louis, Monsieur Latir Faye, Préfet de Dagana, Monsieur Bousso, Sous-Préfet de Dagana et Monsieur Ousmane Djibi Sall, le Maire de Richard Toll. Nous sommes très reconnaissants à Monsieur Malick Dieye, l'assistant administratif du Projet, aux Messieurs Niang et Diaw, chauffeurs/mécaniciens du Projet, à Monsieur Magaye Gaye, l'infirmier, et à Monsieur Babacar Fall, responsable pour le pompage des pesticides, pour leur dévouement. Nous apprécions la rapidité dont le Service de la Protection des Végétaux du Mali nous a fourni un avion, grâce à l'intérêt et l'engagement personnel du Directeur, feu Monsieur Soumana Sountera. Monsieur Patrick Lile était le pilot très qualifié et doué.

Nous remercions Monsieur Edward E. Khoungianan, de Los Angeles, pour les cartes dessinées des Chapitres I, IV et XII. Duphar BV des Pays Bas nous a gentilleement fourni le pesticide diflubenzuron utilisé pour les traitements, et ils ont aussi analysé la plupart des échantillons de la végétation traitée à un prix réduit. Dow Elanco nous a fourni le chlorpyrifos utilisé pour les traitements, et Sumitomo a exprimé la volonté de faire gratuitement les analyses des résidus d'échantillons traités au fénitrothion.

L'étude a été financé principalement par le Ministère des Affaires Etrangères des Pays Bas (DGIS). Elle était co-financée par ODA/NRI (G.B.), USAID (E.U.), FAC (France), Deutch, Direction de la Protection des Végétaux (Sénégal), L'Université Cheikh Anta Diop/LCAT (Sénégal) et le Centre pour les Opérations Antiacridiennes d'Urgence de la FAO (ECLLO).

N.B. Les opinions exprimés dans ce rapport sont ceux des auteurs et ne reflètent pas nécessairement l'opinion de la FAO.

Chapitre X	Les Araignées Epigées (J.W. Everts & R. Jocqué)	253
Chapitre XI	Les Termites (N. Gueye & J.W. Everts)	259
Chapitre XII	Les Oiseaux (J.O. Keith & W.C. Mullié)	263
Titre 6 - Discussion Générale		
Chapitre XIII	Discussion Générale	307

N.B.: Tous les annexes contenant des données brutes du terrain ainsi indiquées dans les différents chapitres, sont imprimés en un document séparé qui est disponible à la FAO, sur requête.

TABLE DE MATIERE

	Page
Sommaire	1
Recommandations	3
Titre 1 - Introduction	
Chapitre I	5
Introduction (J.W. Everts)	
Titre 2 - L'Application des Pesticides	
Chapitre II	33
L'Application des Pesticides (R.J. Courshee)	
Titre 3 - La Surveillance Chimique	
Chapitre III	41
L'Analyse des Résidus et de la Suppression de la ChE (M. Ciss & B. Niane)	
Titre 4 - La Surveillance Aquatique	
Chapitre IV	67
Les Invertébrés Aquatiques (J. Lahr)	
Chapitre V	99
Les Poissons (K. Banister)	
Titre 5 - La Surveillance Terrestre	
Chapitre VI	121
Les Processus Principaux du Sol (I.F. Grant)	
Chapitre VII	137
Le Complexe Acridien, I (A. Niassy)	
Chapitre VIII	155
Le Peuplemnet des Sauteriaux, II (G. Balança & M.-N. de Visscher)	
Chapitre IX	186
Les Arthropodes Auxiliaires (H.C.H.G. van der Valk)	

Wim C. Mullié Ecotoxicologist/Ornithologist
FAO/ECLC, Rome.
adresse actuel: DFPV, BP 12625,
Niamey, Niger.
Tel: 227-732181 fax: 227-732237

Boubacar Niane Pharmacien
Dept. de Chimie Analytique et Toxicologie
Université de Dakar, Sénégal.

Abdoulaye Niassy Entomologiste
Direction de la Protection des Végétaux,
Km. 15, Route de Rufisque, Thiaroye sur
Mer, Sénégal.
Tel: 221-340636 fax: 221-342854

Harold van der Valk Ecotoxicologist/Entomologist
FAO/Emergency Centre for Locust Operation
(AGP), Via delle Terme di Caracalla,
00100 Rome, Italie.
tel: 396-57974578 fax: 396-57975271
adresse actuel: Project LOCUSTOX,
FAO, B.P. 3300, Dakar, Sénégal.
Tel: 221-344294 fax: 221-344290

Marie-Noël de Visscher Ecologiste
CIRAD/PRIFAS, BP 5035 Montpellier Cedex,
France. tel: 67-639170 fax: 67-410958

Sommaire

Au cours des récentes années, d'importantes quantités d'insecticides chimiques ont été appliqués dans le Sahel pour le contrôle du criquet pèlerin et des sautériaux. Bien que d'autres méthodes aient été développées, le contrôle chimique est à ce moment la seule solution opérationnelle à portée de main. Les campagnes faites avec des produits chimiques contre les sautériaux qui, contrairement au criquet pèlerin, sont de nature endémique, semblent devoir continuer à plus grande échelle qu'avant les récentes éclosions.

L'impact environnemental de ces mesures est virtuellement inconnu, principalement du fait que l'effort écotoxicologique fait jusqu'ici dans ce domaine a eu un caractère fractionnel, local et temporaire. L'objet de cette présente étude pilote est, par le moyen d'une saison de test de terrain, de pourvoir un ensemble de paramètres de terrain pour un programme intégré de surveillance à long terme à grande échelle, et de recommander des techniques de pré-évaluation des risques après traitement.

A cet effet les disciplines suivants sont représentées:

1. Chimie environnementale
2. Toxicologie biochimique
3. Ecologie du sol
4. Entomologie
5. Ornithologie
6. Hydrobiologie
7. Ichthyologie
8. Technologie d'application

L'étude a été désigné selon le principe "Avant-Après-Contrôle-Impact" (en anglais: Before-After-Control-Impact, ou BACI). Trois insecticides ont été testés: les organophosphorés chlorpyrifos et fénitrothion et le diflubenzuron régulateur de croissance, appliqués en deux doses nominales: la dose recommandée pour le contrôle du criquet pèlerin et la double dose. Cette dernière a été utilisée pour simuler une surdosage et pour permettre l'analyse du plus mauvais cas ("worst case analysis"). Les doses calculées étaient les suivants: 485 et 825 g ma/ha pour le fénitrothion; 275 et 387 g ma/ha pour le chlorpyrifos et 38 et 83 g ma/ha pour le diflubenzuron. Les doses appliquées aux lacs étaient de 550, 257 et 40 g ma/ha pour les trois produits. Les traitements sont effectués en 4 blocks de 2x3 et en 2 blocks de 2x3 km de savane et sur des lacs artificiels (dosage unique seulement), par avion, en appliquant la technique de dérive ULV. Les observations suivants ont été faits:

1. Les résidus

Les résidus de pesticides ont été analysés à partir de la végétation traitée. Les concentrations les plus grandes qui ont été trouvées le premier jour après le traitement étaient pour le fénitrothion: 160 mg/kg végétation sèche; pour le chlorpyrifos: 115 mg/kg; et pour le diflubenzuron: 51 mg/kg. Les demi-vies estimées étaient moins de 48 hrs pour les organophosphorés et 7-15 jours pour le diflubenzuron.

2. Processus fonctionels du sol

Ni la respiration du sol, ni la nitrification ou la chlorophylle sont touchées par les produits chimiques.

3. l'Entomofaune

Les effets sur les orthoptères ont été mesurés par l'intermédiaire de comptages en surface et de piègeages lumineux, la détermination de la densité des populations et de la structure démographique. Fénitrothion et chlorpyrifos ont tous les deux causé plus de 90% de mortalité, peu après la pulvérisation chez les adults et les larves, indépendamment des doses. Cependant, la récupération des stades larvaires est considérablement plus faible dans les plots traités au fénitrothion. Le diflubenzuron montre une réduction des larves de 95% et 60%, respectivement après les traitements à dose unique et à double dose.

Pour les arthropodes utiles, 3 groupes ont été distingués: les ennemis naturels des orthoptères et autres insectes nuisibles, les pollinateurs et les arthropodes améliorant le sol. Un nombre de méthodes d'observation ont été appliqués (piégeage, comptage ...). Il est apparu que le fénitrothion a plus affecté les insectes utiles que les autres produits. Quelques tenebrionidae, les Asilidae, fourmis, Sphecidae et Ichneuminidae s'avèrent spécialement plus sensibles. Des indications furent obtenues pour une sensibilité des termites au fénitrothion. Les Ichneuminidae ont été affectés par le diflubenzuron. Plusieurs populations se sont peu rétablies avant la fin de la saison pluvieuse.

4. Oiseaux

Les effets sur les oiseaux ont été observés par des comptages en transects, des observations sur la reproduction, les recherches des carcasses, analyses des habitudes alimentaires et des analyses de l'activité de l'acetyl-cholinestérase (indicateur pour une intoxication). Le fénitrothion a causé une décroissance dans trois des plus abondantes espèces, principalement par le mouvement en réaction à la réduction des réserves alimentaires en arthropodes. La reproduction a été affectée chez l' Alouette Chanteuse par empoisonnement direct des oisillons. Des indications furent obtenues pour un effet chez l' Alecto à Bec Blanc par la privation alimentaire.

5. Les invertébrés aquatiques

Les invertébrés aquatiques ont été obtenus par capture et des bio-essais *in situ*. Le chlorpyrifos a été nuisible pour les crevettes, les insectes et les larves d'insectes du sédiment. Le fénitrothion a été nuisible pour les crevettes et les insectes et l'application du diflubenzuron a été suivie par une forte réduction du zooplankton seulement.

6. Poissons

Les poissons ont été capturés avec des filets à branchies et des épuisets. Sur les espèces qui ont paru être affectées par les traitements la pulvérisation du chlorpyrifos a causé une virtuelle disparition de *Porogobius schlegelii*.

Recommandations

Les recommandations concernent l'approche générale des activités futures. Les détails et les recommandations pour l'amélioration des méthodes et l'éviction des erreurs dans cette étude sont donnés par chapitre.

- 1 Les enquêtes écotoxicologiques pour le contrôle chimique du criquet pèlerin et des sauterelles devraient inclure:
 - performance de la reproduction aviaire; les mouvements et la suivie des immatures
 - les petites espèces de poissons (tel que *Porogobius schlegelii*)
 - des macrocrustacées tels que *Caridina africana*, *Triops sp* et *Palaemonetes africanus*.
 - des variétés de coléoptères et des espèces d'hyménoptères observées en Chapitre IX
 - termites fourageurs de la strate herbacée
- 2 Les tests de terrain devraient faire l'objet de répétition chaque fois que possible, soit dans le même test ou par observations répétées ailleurs.
- 3 Les test de toxicité au laboratoire devraient être développés et appliqués pour:
 - les macrocrustacées
 - les termites
 - les carabides
 - plusieurs hyménoptères
- 4 A coté des composés testés dans l'étude pilote, plusieurs tests devraient être exécutés avec d'autres insecticides pour la lutte antiacridienne dans des types d'habitat comparables et différents au Sénégal et ailleurs (par exemple Mali, Mauritanie)
- 5 Les opérations à grande échelle tels que les traitements contre le criquet sénégalais devraient être suivies au Sénégal et ailleurs
- 6 l'Approche relative à l'intégration de plusieurs disciplines (Chimie environnementale, Toxicologie et Ecologie) réalisé dans cette étude pilote devrait être continué
- 7 La coopération avec les instituts locaux et étrangers et la formation débutées dans cette étude devraient être développées

TITRE I

INTRODUCTION

INTRODUCTION

James W. Everts

INTRODUCTION GENERALE

Les pays sahéliens ont, pendant de longues années, été touchés par les invasions acridiennes. Ces ravageurs sont devenus une véritable menace pour les cultures depuis l'apparition de la sécheresse au Sahel (fin des années soixante, début des années soixante-dix). Outre ces sauteriaux, le criquet pèlerin *Schistocerca gregaria*) sévit au Sahel depuis trois ans.

L'épandage d'insecticides constitue, à l'heure actuelle, la seule technique efficace de lutte antiacridienne en Afrique. C'est ainsi que les quantités de produits chimiques utilisées pendant une campagne sont considérables. Le Tableau I.1 donne les superficies traitées aux insecticides en 1986-1990.

Même si l'on note, à la suite des dernières invasions, une accélération du processus d'élaboration de nouvelles techniques de lutte, l'utilisation des produits chimiques va se poursuivre pour les raisons ci-après: 1) les nouvelles techniques ne seront pas disponibles dans un futur proche (5 à 10 ans); 2) lesdites techniques ne seront pas applicables à toutes les situations; et 3) la lutte biologique est souvent utilisée dans un système intégré (ex: en association avec des insecticides). Il est un facteur d'ordre pratique mais qui est néanmoins essentiel: les insecticides sont, en règle générale, plus faciles à acquérir et à manier que les autres techniques. Ce constat vaut autant pour les ravageurs, tels que les criquets, dont les apparitions sont très irrégulières. Il convient, dès lors, d'accorder une attention toute particulière aux risques résultant de l'utilisation de ces produits toxiques.

Ecotoxicologie des campagnes antiacridiennes

Les risques écotoxicologiques que comporte l'utilisation des pesticides dans les régions arides sont pratiquement inconnus. Plus de 90% des connaissances que nous possédons sur les dangers liés à l'utilisation des insecticides concernent les zones climatiques tempérées, ainsi l'action, le comportement des composés chimiques que leur impact sur l'environnement. Le cas de la dieldrin constitue un exemple intéressant. Bien qu'il s'agisse d'un des insecticides les plus anciens et les mieux étudiés, il n'est toujours pas possible de prévoir, avec suffisamment de précision, ses effets sur l'environnement des zones arides (van der

Valk, 1988.)

Il existe un certain nombre de réalités qui font que les campagnes de lutte antiacridienne sont différentes des mesures normales de protection phytosanitaire et qui sont essentielles à la planification des activités de suivi écotoxicologique.

Caractéristiques des insecticides utilisés

Les risques que les composés font courir à l'environnement dépendent de plusieurs facteurs ayant trait aux caractéristiques aussi bien de l'insecticide que de l'environnement concernés (Sahara, Sahel et zone nord de la savane).

Les risques qu'un composé chimique déterminé font courir à un organisme dépendent de sa toxicité intrinsèque, de la quantité absorbée et de la durée d'exposition. Lorsque l'un de ces facteurs est mineur, les effets toxiques seront limités ou nuls. D'autre part, une exposition prolongée à un produit chimique à très faible toxicité mais à forte concentration peut provoquer de graves effets. La durée d'exposition dépend de la technique d'application (traitement unique ou répété) et de la remanence du composé. Ce dernier subit des facteurs biotiques et abiotiques. Par exemple, en général, les composés se dégradent rapidement dans un environnement chaud, humide et fortement illuminé dont l'activité microbielle est élevée. On retrouve dans les zones concernées une ou plusieurs de ces conditions. Les opérations de lutte antiacridienne sont, à l'inverse des traitements réguliers des cultures, limités dans le temps et dans l'espace. Les risques d'exposition prolongée sont donc faibles.

La possibilité de contact entre le composé et les organismes vivants constitue un autre facteur important. Certains insecticides, les pyréthrinoides par exemple, adsorbent rapidement aux particules solides lorsqu'ils sont appliqués à des eaux naturelles. Ce phénomène réduit leur biodisponibilité aux organismes aquatiques et, partant, leur effet toxique. Bien que ces produits soient hautement toxiques au laboratoire, leur utilisation n'est pas source de graves effets secondaires lorsqu'elle se fait selon les doses recommandés. Leur adsorption

TABLEAU I.1 : Mésures prises dans la lutte contre le criquet pèlerin en Afrique, 1986/1990. Source: Comité FAO de lutte contre le criquet pèlerin.

Pays	Surface approximative traitée (en ha) Septembre 1986 - août 1990
Maroc	4.652.000
Algérie	1.772.000
Lybie	100.000
Tunisie	286.000
Mauritanie	987.000
Sénégal	2.039.000
Cap-Vert	37.000
Gambie	177.000
Guinée-Bissau	2.000
Mali	504.000
Niger	1.097.000
Tchad	163.000
Sudan	1.530.000
Ethiopie	117.000
Egypte	306.000
	<hr/>
TOTAL	1.376.900

aux particules de terre et leur solubilité dans l'eau déterminent leur mobilité dans le sol et leur degré de lessivage dans les eaux de surface. Le propoxure, par exemple, est plus mobile dans le sol que le fénitrothion.

Certains produits peuvent être stockés dans les tissus (notamment dans les tissus adipeux), où ils peuvent constituer un dangereux réservoir pour l'individu ainsi que pour son consommateur/déprédateur. La diéldrine est le seul pesticide antiacridien connu pour sa grande aptitude à s'accumuler dans des organismes vivants. Tous les autres composés (organophosphorés, carbamates) le font à un degré moindre en raison de leur rapide dégradation dans les organismes vivants. Toutefois, lorsque de grandes quantités de proies contaminées, tels que les orthoptères traités, sont consommées, l'absorption de produits, même aisément dégradables, peut représenter un grave danger pour le consommateur.

Il est par conséquent logique que les animaux insectivores (en particulier les oiseaux) disposant juste après les pulvérisations d'une nourriture abondante et facile, sont en danger au cours des campagnes.

Echelle des traitements

En général, la lutte contre le criquet pèlerin et les sauteriaux implique le traitement de larges surfaces. Pour le premier la surface peut atteindre 10 km² et pour les seconds 100 km² ou plus. Le traitement de surfaces étendues réduit les chances de rétablissement, dans la même saison, des populations non-cibles affectées, ce qui engendre des dommages durables.

L'utilisation d'appareils pour les opérations à grande échelle (ex : avions à ailes fixes) accroît le risque de pulvérisations sans discernement. Même les pilotes les plus doués ne peuvent éviter la contamination des petites surfaces d'eau que l'on trouve très souvent, pendant la saison humide, dans les régions à traiter. Lorsque les traitements ont pour objectif la protection des terres arables (ce qui est le cas pour bon nombre de campagnes contre les sauteriaux) les risques de contamination des eaux (fleuves, canaux, réservoirs d'irrigation) est très élevé. Au cours des opérations à grande échelle menées en 1986 au Sénégal contre les sauteriaux, il a été noté, à plusieurs reprises, des effets secondaires sur la faune aquatique suite à des pulvérisations aériennes (Fredrickson et al., 1986).

Ecosystèmes en danger

Les traitements contre les criquets et les sauteriaux concernent presque toujours ou très souvent, des zones non-cultivées (ex : terres [semi-] naturelles). Quoique les zones protégées soient généralement épargnées, la faune sauvage (en

particulier les oiseaux) des zones non-protégées peut être menacée.

En dépit de leur aptitude à supporter des conditions physiques extrêmes (sécheresse, température), le fonctionnement de ces écosystèmes dépend fortement d'un nombre limité de processus qui sont sensibles aux perturbations dues aux pesticides. Des exemples sont fournis par l'activité des termites, des fourmis, des bousiers et des algues bleu-vertes en ce qui concerne la fertilité du sol. Les populations éphémères ou faiblement migrantes des points d'eau isolés ou des formations broussailleuses sont menacées d'extinction au niveau local.

Les propriétés physico-chimiques et les méthodes d'application des pesticides utilisés déterminent si certains groupes d'organismes sont en danger. La composition et le fonctionnement de l'écosystème exposé aux produits chimiques font soit que l'effet se limite à la mortalité de quelques populations, ce qui fait qu'il est difficile de voir la différence avec les variations naturelles, soit que de nombreuses espèces sont touchées, ce qui cause une perturbation durable d'importantes interactions. Dans le Sahel, l'environnement naturel subit une sur-exploitation et un stress climatique. En dépit de la remarquable aptitude de la plupart des écosystèmes à surmonter les perturbations, l'isolation croissante de régions biologiquement riches entraîne l'augmentation des risques de dommages irréversibles.

Dosages

Les dosages utilisés pour la lutte antiacridienne compte parmi les plus élevés des campagnes de protection des cultures. Etant donné que la plupart des applicateurs sont tenus d'avoir des résultats, ces doses sont dans la pratique souvent doublés ou même triplés. De récentes observations (Ottesen, com. pers.) ont non seulement démontré l'inefficacité du surdosage mais aussi prouvé que la réduction des doses préconisées peut donner des résultats acceptables.

Rôle écologique des criquets et des sauterelles

Les orthoptères sont, pour de nombreux vertébrés, une importante source d'alimentation. Les bandes larvaires ou les essaims de criquets pèlerins sont souvent suivis par des rolliers, des busards, des pies-grièches, des grives, des milans et des aigles (Smith et Popov, 1953), ce qui crée des risques d'empoisonnement secondaire et de subit raréfaction de nourriture après le traitement.

Les ennemis naturels des orthoptères sont nombreux. TAMS (1988) énumère 26 espèces d'oiseaux ainsi que plus de 100 espèces d'insectes connus comme leurs ennemis (prédateurs et parasites).

Des études menées très tôt sur le terrain (ex : Stortenbeker, 1967) ont montré qu'à l'échelle locale ces organismes peuvent servir de régulateurs à certaines populations de criquets. En 1987, dans certaines parties du Mali, jusqu'à 80% des oothèques d' *Oedaleus senegalensis* étaient parasitées (Povov, comm. pers.)

Traitements répétés

De nombreuses populations ne souffrant pas d'effets secondaires après un seul traitement, sont atteints après une série d'applications (ex : Everts et al., 1983). Le rétablissement des populations non-ciblées touchées par un pesticide peut être sérieusement retardé par des pulvérisations répétées. Toutefois, en ce qui concerne la lutte contre les criquets, les campagnes successives au même endroit sont rares mais elles sont plus fréquentes lorsqu'il s'agit des opérations de lutte contre les sauteriaux. Des pulvérisations inutiles et répétées ont en maintes occasions été effectuées en Afrique occidentale, en raison principalement d'une mauvaise coordination.

Méthodologie

Il a été noté plus haut que les dangers que les produits chimiques font courir à l'environnement sont déterminées grâce à l'association entre des techniques d'utilisation et des caractéristiques physico-chimiques du composé avec ses propriétés toxicologiques. La première série de données évalue les probabilités de contact avec certaines espèces (communautés, groupes trophiques) et la seconde détermine leur susceptibilité. Les modèles mathématiques connus permettent de prédire le destin et le comportement de nombreux composés. Toutefois, les effets toxiques sont beaucoup plus imprévisibles en raison de notre méconnaissance des évolutions des processus relatifs dans les organismes. Compte tenu de la très grande richesse de la plupart des écosystèmes concernés et de la complexité de leur système d'évolution, l'on choisit en général un nombre limité d'indicateurs en vue de prédire et de suivre les conséquences écotoxicologiques.

Ces indicateurs sont soit des espèces soit des processus qui, étant donné leur sensibilité aux changements survenant dans l'environnement, peuvent servir de signal indiquant une modification. Lorsqu'il est prouvé qu'une espèce est relativement sensible à un pesticide donné, ladite espèce peut être utilisée pour suivre les effets éventuels de ce pesticide sur l'environnement. L'un des buts de l'écotoxicologie est d'identifier des indicateurs susceptibles de servir à protéger l'environnement contre les éventuels effets secondaires d'une vaste gamme de produits chimiques. De préférence, les espèces utilisées

comme indicatrices doivent également être des organismes utilisables pour les tests en laboratoire visant à prévoir les effets des produits chimiques. A l'heure actuelle, des tests sont effectués sur les algues, les puces d'eau et certains poissons afin de prévoir les possibles effets secondaires sur les écosystèmes aquatiques ; les vers de terre représentant la faune terrestre, quelques oiseaux l'avifaune et des données relatives aux rats, souris, chiens et lapins faisant l'objet d'extrapolations en direction des hommes et autres mammifères. L'un des principaux facteurs de limitation de l'utilisation de ces indicateurs est qu'ils ne sont d'ordinaire sensibles qu'à un nombre réduit de produits chimiques. Il n'existe pas d'indicateurs universels. Il est un autre facteur qui rend plus difficile le choix des indicateurs ecotoxicologiques, il s'agit du fait que la sensibilité d'une espèce n'est pas seulement fonction de sa propre susceptibilité à un produit chimique déterminé mais également des probabilités d'exposition au produit qui dépendent des caractéristiques auto-écologiques (Jepson, 1988) et de l'évolution, dans l'environnement, du produit chimique.

Sur le terrain, les risques du fait des produits chimiques ne doivent pas être confondus avec les variations constantes des écosystèmes dues à un processus naturel. Etant donné que l'évaluation des données relatives aux essais sur terrain ne se fait pas selon les méthodes reconnues au niveau internationale, il n'est pas étonnant que les résultats ne soient pas toujours cohérents (ex : Basedow, 1973, Sunderland, 1978) et soient même parfois contradictoires (ex : Koeman et al., 1978, Müller et Nagel, 1980).

En ce qui concerne la mise au point d'un programme de suivi, il convient d'être non seulement prudent dans le choix d'un indicateur mais également dans le choix des sites, pour les tests et le suivi, pour l'établissement d'un rapport de cause à effet au lieu d'une corrélation, pour les techniques d'échantillonnage et les statistiques.

L'établissement d'une relation de cause à effet entre l'émission ou la présence d'un composé chimique et les changements observés est le but principal des travaux écotoxicologiques sur le terrain. Dans de nombreux cas, les possibilités d'utiliser des plans d'essais classiques comme le quadrant "latin" sont limités en raison, surtout, de la taille minimum du terrain impassée par l'étendue de l'espace concerné par les événements à mesurer. Le problème de l'interdépendance entre la taille des parcelles et la répétition a été examiné par Sotherton et al. (1988). Compte tenu de cette restriction, il convient souvent de posséder des preuves indirectes de la relation de cause à effet entre l'exposition et les changements notés. Lorsqu'il s'agit de tests non-reproduits, des réponses biologiques qui sont corrélées au dosage constituent une preuve solide. Des exemples sont fournis par Crossland (1988) et Everts et al. (1989). La reconstitution des populations ou des

processus perturbés après la disparition du composé et de ses métabolites toxiques est un autre constat important. Cette reconstitution se produit pratiquement au niveau de toutes les communautés dès suppression du facteur stressant. Lorsque l'émission est répétée dans le temps et dans l'espace, les multiples changements observés doivent être de même nature (ex : Everts et al., 1983). La preuve de l'existence d'un effet est confirmée par l'observation d'individus exposés dans le cadre de bio-essais *in situ* et, possibilité trop souvent négligée, sur le terrain. Les descriptions des effets aigus éprouvés par les organismes individuels sur le terrain sont rares en dépit du fait qu'elles aident à comprendre les événements enregistrés par les autres méthodes (Takken et al., 1978, Smies et al., 1980, Everts et Koeman, 1987). Les deux sortes d'observations doivent, malgré leur importance, être considérés comme des moyens d'alerte immédiate comportant de fortes probabilités d'erreur. Il en est de même des méthodes chimiques. L'analyse des résidus et le calcul des réponses biochimiques à l'exposition sont tous deux inutiles s'il n'existe pas de cadre écologique.

Il est un certain nombre de techniques et stratégies d'échantillonnage qui peuvent servir aux travaux écotoxicologiques sur le terrain (Southwood 1978, Grant 1989). Avant de commencer, il convient d'opérer un choix important afin de déterminer s'il faut appliquer des méthodes actives ou passives. La différence majeure, pour ce qui concerne l'écotoxicologie, est constituée par le fait que les méthodes passives (piégeage) mesurant l'activité et la quantité intègrent, fréquemment sur une période donnée, des événements souvent inconnus. Le piégeage hebdomadaire ou quotidien masque les effets graves et de courte durée provoqués par certains produits chimiques. Un exemple de ce phénomène est constitué par l'hyperactivité notée au niveau de certains organismes après leur exposition à des insecticides, ce qui a des effets sur le mesurage d'une éventuelle baisse de la densité. Les méthodes actives, telles que les captures à la main ou l'observation visuelle, peuvent également être faussées par les changements de comportement. Ces changements sont néanmoins repérables au cours de l'échantillonnage. Cependant, ces techniques prennent beaucoup de temps et reposent surtout sur les efforts personnels. C'est pourquoi elles ne sont applicables que sur une petite échelle. Lorsqu'un test écotoxicologique de terrain a pour objectif l'observation des effets dans le temps (c'est-à-dire, l'apparition de l'effet, l'intensité, le délai précédant la recolonisation et le moment de recolonisation entière [Everts 1983]), les données de base doivent être traitées comme de (courtes) séries chronologiques. Cela implique que quand les événements sont exprimés en termes de changements comparés à une situation de pré-exposition, ladite situation doit aussi prendre la forme d'une série chronologique (ex : différence dans le temps notée dans le nombre d'organismes d'une parcelle à traiter et d'une parcelle témoin (Stewart-Oaten et al., 1986). Il faut également démontrer que les caractéristiques de cette série chronologique resteront

inchangées au cours de la période d'observation s'il n'intervient aucune perturbation. Si ce n'est pas le cas, les conclusions relatives à l'impact de l'exposition doivent être formulées en termes qualitatifs.

Suivi des effets secondaires des acridicides:

Un certain nombre d'études de terrain sur les effets secondaires des campagnes antiacridiennes ont été réalisées (compte-rendu de McEwen 1981 et TAMS 1989, études récentes : Ottesen & Somme 1987, Dynamac Corp. 1988, 1989). Il existe quelques rapports concernant le Sénégal (Huddleston & Edwards 1986, Niassy & Diatta 1987) où les régions de Thiès, Louga et Saint-Louis ont connu, de 1985 à 1989, des programmes d'épandage à grande échelle.

Les rapports rendant compte de la situation en Afrique indiquent:

1. Un impact important sur les invertébrés terrestres tels que les abeilles, les fourmis, les coléoptères et les diptères.
2. La mortalité chez les invertébrés aquatiques (crabes);
3. Les effets toxiques sur les oiseaux (Treca, ORSTOM-Dakar, comm. pers.).

Cependant, aucune de ces études ne remplit les conditions que suppose un suivi adéquat effectué de la manière décrite ci-dessus. Les principales raisons de cette situation sont les suivantes:

1. Manque de temps. Aucune étude n'est allée au delà de deux semaines après l'épandage. En conséquence, les éventuels effets à long terme ont seulement fait l'objet de la spéculation.
2. Insuffisance des connaissances écologiques. Toutes les études ont commencé sans que soient suffisamment connus les paramètres indicateurs à suivre et leur importance dans les écosystèmes concernés.
3. Surfaces réduites. Alors que les campagnes étaient menées sur des centaines de milliers d'hectares, les études portent sur des parcelles de 100 ha au maximum.
4. Insuffisance de personnel qualifié. Même lorsque les crédits n'étaient pas un obstacle, il n'a pas été possible d'effectuer des études d'un niveau satisfaisant compte tenu de l'insuffisance du personnel compétent.

Ce constat ne vaut pas seulement pour les scientifiques mais également pour le personnel technique de terrain et pour le personnel de laboratoire.

Autre ces problèmes, il faut noter que les études n'étaient pas coordonnées et que, en raison de l'inexistence de données laboratoires susceptibles de servir de support, il a souvent été difficile d'interpréter les résultats et de les extrapoler.

La présente étude

Le plan de la présente étude a été élaboré au cours de la réunion sur l'impact de la lutte antiacridienne sur l'environnement, organisée en février 1989, par la FAO, à Rome (FAO, 1989). A cette occasion, des décisions ont été prises sur les questions ci-après: les pesticides à tester, les doses et méthodes d'application, la zone cible du test, les éléments des écosystèmes ou du paysage devant faire l'objet d'un suivi et le choix des indicateurs, le plan des parcelles, la coopération internationale et l'écheancier.

Pesticides

Le fénitrothion, le chlorpyrifos et le diflubenzuron ont, pour les raisons ci-après, été choisis pour l'étude. Le premier composé qui est un organophosphoré, est l'insecticide généralement utilisé au cours des campagnes de lutte antiacridienne. Le second, encore un organophosphoré, constitue une alternative prometteuse du fénitrothion. Le dernier produit, un inhibiteur de croissance des insectes, est un nouveau composé également prometteur (Hofman, 1988) et ayant des propriétés supposées moins néfastes à l'environnement. Le Tableau I.2 renferme des informations essentielles et utiles sur ces trois insecticides.

Les dosages utilisés sont ceux préconisés par la FAO pour la lutte contre les criquets (dans les tests terrestres et aquatiques). La double dose a également été utilisée (mais seulement pour les tests terrestres afin de simuler le surdosage et de créer une situation de "la pire hypothèse").

Les pesticides ont été appliqués par aéronef équipé avec des atomiseurs Micronair et au moyen d'un épandage par dérive. Les détails, à ce sujet, seront trouvés au Chapitre II.

Tableau I.2. Données relatives aux insecticides utilisés

1. CHLORPYRIPHOS

Nom familier : chlorpyrifos

Nom de marque : Dursban

Groupe chimique : organophosphoré

Formulation : 450 g/l ULV

Solubilité : pratiquement insoluble dans l'eau (à 35°C ca. 2 mg/l ; soluble dans la plupart des solvants organiques)

Pression de la vapeur : $2,4/1,2 \times 10^{-4}$ mbar à 25-35° C, volatilise facilement dans le sol et l'eau.

Adsorption : après 5 jours, 90% dans les sédiments, très haute adsorption aux particules du sol, légèrement mobile dans les sols secs.

Dégradation : demi-vie dans l'eau douce : 1,7- 4 jours, dans le sol : 80-100 jours (en climat tempéré).

Mode d'action : non systémique, action par contact, ingestion et voie respiratoire; inhibiteur cholinestérase.

Ecotoxicité : dangereux envers poissons, crustacées, insectes aquatiques (LC50 96 h resp. 0,13-520 µg/l ; 0,1 µg/l ; 0,035-10 µg/l), insectes terrestres, oiseaux, (Odenkirchen & Eisler, 1988), facteur de bioconcentration (BCF) dans l'eau : 410-1000 ; Bioamplification : faible.

2. DIFLUBENZURON

Nom familier : diflubenzuron

Nom de marque : Dimilin

Groupe chimique : Benzoyluré

Formulation : 450 g/l ODC

Solubilité : eau : 0,1 mg/l ; acétone : 6,5 g/l ; diméthylformamide : 104 g/l ; solvants apolaires : faible.

Pression de la vapeur : très faible : $\leq 1,3 \times 10^{-7}$ mbar à 50° C.

Adsorption : rapidement adsorbée aux particules du sol (90% en 5 minutes) et dans les sédiments.

Dégradation : dans l'eau : 100% en 5 jours, dans les litières sylvicoles : 100% en 4 jours (Booth et al., 1986).

Mode d'action : inhibiteur synthèse chitine.

Ecotoxicologie : inoffensif pour les vertébrés ; relativement inoffensif pour les abeilles et les insectes prédateurs ; dangereux pour les insectes aquatiques et le zooplancton.

Bioaccumulation : faible.

3. FENITROTHION

Nom familier : fénitrothion

Nom de marque : Sumithion

Groupe chimique : organophosphoré

Formulation : 500 g/l ULV

Solubilité : pratiquement insoluble dans l'eau douce mais soluble dans la plupart des solvants organiques;

Pression de la vapeur : basse : 8×10^{-6} mbar à 20° C.

Adsorption : facilement adsorbé aux particules du sol (sauf le sable), les solides en suspension et les sédiments.

Dégradation : persiste sur les feuillages (détectable après 1 an) ; dégradation de 100% dans le sol après 15-64 jours, 100% dans l'eau après 4 jours.

Mode d'action : action par contact, par ingestion et voie respiratoire; inhibiteur de la cholinestérase.

Ecotoxicologie : dangereux pour les insectes aquatiques et terrestres (abeilles), les crustacées, légèrement dangereux pour les poissons, les oiseaux, légèrement phytotoxique. Bioaccumulation : faible.

Zone cible de l'étude

Etant donné que les zones temporairement inondées ont les écosystèmes les plus riches et les plus vulnérables de la zone sahélienne, la décision a été prise de choisir entre les trois régions humides ci-après en vue de l'application : le Chari et ses affluents, le delta intérieur du Niger ou la vallée et le delta du Sénégal. La dernière option a été retenue aux motifs suivants :

1. Ecologie relativement bien connue (Bourbière 1972, Van Lavieron & Van Wetten 1988, le Houerou 1989).
2. Infrastructures de qualité (bâtiments, routes, télécommunications satisfaisantes) et proximité des grands centres.
3. Bonnes relations entre Département de Toxicologie de Wageningen et principaux services nationaux (Direction de la Protection des Végétaux, Institut Sénégalais de Recherche Agricole, siège de l'OCLALAV).
4. Personnel compétent : anciens techniciens de l'ORSTOM et de l'OCLALAV ayant une bonne connaissance de la faune aviaire et des techniques d'observation.

Le projet était basé à Richard-Toll (Figure 1.1). Les parcelles étaient situées dans la savane, à 15 km au sud de la ville (Figure 1.2) et les tests aquatiques ont été effectués dans des réservoirs d'irrigation semi-naturels de la plantation sucrière de la Compagnie sucrière sénégalaise (CSS) situés à proximité (Figure 1.1). La zone de la savane choisie était la plus homogène et la plus stable de celles situées à l'est du Lac de Guiers. Cependant, les eaux naturelles se sont révélées trop impétueuses et trop vulnérables pour l'objet poursuivi. Les réservoirs d'irrigation, quoiqu'ayant une représentativité limitée, ont fourni les meilleurs conditions pour la réalisation des tests.

Cibles du suivi

Les familles d'organismes et le processus suivis sont les suivants :

- a. Orthoptères
- b. Processus fonctionnels de l'écosystème du sol
- c. Invertébrés terrestres autre qu'orthoptères
- d. Invertébrés aquatiques
- e. Poissons
- f. Oiseaux

ORTHOPTERES

Afin d'évaluer le rapport qualité/prix d'une campagne (y compris les dommages causés à l'environnement), il convient de collecter des données relatives aux populations cibles mais également aux populations non-cibles. Etant donné qu'au moment de l'étude, les criquets pèlerins n'étaient pas présents dans la zone, l'évaluation de l'efficacité des pesticides a été basée sur les sauteriaux (Chapitres VII et VIII).

ECOSYSTEME DU SOL

D'après Grant (1989), les processus microbiens du sol, essentiels à la préservation de la fertilité de la terre, la décomposition des matières organiques et autres processus, peuvent être menacés par l'épandage d'insecticides à des niveaux supérieurs aux niveaux recommandés.

L'auteur souligne que les grandes clairières situées dans la savane à végétation clairsemée ne sont pas toujours "stériles". Les algues, les lichens et les bryophytes poussent sur des surfaces de terre/sable qu'ils stabilisent tout en contribuant à la production de matières organiques et d'azote biologique. Les processus tels que la fixation de l'azote (indépendante et associative) peuvent être d'une importance capitale pour la teneur des sols pauvres en azote. Les coefficients de température positive de toxicité des organophosphorés peuvent augmenter le risque de perturbation de ces processus.

La partie de l'étude concernant les effets toxiques subis par ces processus fait l'objet du Chapitre VI.

INVERTEBRES TERRESTRES NON-CIBLES

Toutes les études menées jusqu'à présent montrent que les invertébrés seront, selon toute vraisemblance, gravement menacés, en particulier les espèces vivant à terre ainsi que celles vivant dans les basses et hautes herbes (cf. au Chapitre IX la revue de la bibliographie). Il existe, parmi ces invertébrés, un certain nombre d'organismes qui, compte tenu de leur rôle écologique, devraient être considérés comme utiles soit pour le fonctionnement de l'écosystème soit pour régulariser les espèces cibles ou pour ces deux objectifs. Les indicateurs d'effets secondaires ont été choisis parmi ces espèces (Chapitre IX).

Groupes fonctionnels

Les groupes fonctionnels considérés comme les plus utiles à l'étude sont les insectes fouilleurs tels que les termites, les fourmis, les bousiers et les pollinateurs.

Les insectes fouisseurs jouent un rôle essentiel dans la reminéralisation des matières organiques, la bio-turbation et l'aération des sols. Leur activité fournit les minéraux nécessaires de même que les conditions pédologiques structurelles dont dépendent de nombreuses espèces végétales. Les pollinateurs ont une importance comparable. Des effets à long terme sur ces deux groupes peuvent altérer la composition et la structure de la

végétation et, en conséquence, la production primaire ou de biomasse.

Les termites de la zone d'étude sont relativement bien connus. L'étude de ce groupe est présentée au Chapitre XI.

Ennemis naturels des orthoptères et autres insectes nuisibles

Les populations de prédateurs et de parasites d'insectes herbivores et saprophages sont d'ordinaire plus sensibles aux composés toxiques que leurs proies. Cette réalité est le fait des différences existant dans la dynamique des populations des deux groupes, la régénération des premiers étant subordonnée à celle des seconds. Trente-deux (32) espèces ennemies des orthoptères citées par TAMS (1988) sont connues dans le Sahel occidental (Mali, Mauritanie, Sénégal). Toutefois, étant donné que la plupart des prédateurs vivant à terre sont omnivores (la consommation des orthoptères dépendant de la taille plutôt que de goûts spécifiques) le nombre doit vraisemblablement être plus élevé. L'étude des ennemis naturels est présentée au Chapitre IX.

Les araignées épigées, même si elles ne sont pas les principaux prédateurs des grands orthoptères, sont des indicateurs très importants des effets secondaires des pesticides. Le Chapitre X présente l'étude faite à leur sujet.

LES INVERTEBRES AQUATIQUES

Tous les insecticides utilisés dans la lutte contre les criquets et les sauteriaux sont connus pour leur toxicité à l'endroit des invertébrés aquatiques. Les effets toxiques du fénitrothion ont été étudiés de manière approfondie au cours des opérations à grande échelle menées au Canada (ex : Varty 1980 et les auteurs cités au Chapitre IV). Cependant, dans les eaux sahéliennes, la composition des groupes taxonomiques diffère des zones tempérées et les zones continentales, sur un point essentiel, à savoir, la densité des crustacées. "Les décapodes, qui constituent une partie de la communauté macro-benthiques, sont un élément particulièrement important de la faune fluviale tropicale. Du point de vue écologique, ils peuvent être étudiés, ainsi que les poissons, sur la base de leur taille, de leur position dans la chaîne alimentaire, de leur comportement et de leur importance économique en tant qu'organismes comestibles". (FAO 1985) Everts et al. (1983), ont démontré que la recolonisation des crevettes après une réduction des populations du fait des pesticides, même dans les eaux directement reliées à des eaux non-polluées, peut prendre plusieurs années.

La partie de l'étude réservée aux invertébrés aquatiques est présentée au Chapitre IV.

LES POISSONS

Les terres humides du Sahel (plaines inondables et marais) sont susceptibles d'être contaminées par les exercices d'épandage à grande échelle. Les zones littorales de ces plaines sont habituellement colonisées par de jeunes poissons. Il s'agit surtout des chichlids du genre *Tilapia*, *Sarotherodon*, *Oreochromis* et les cyprinidés dotés d'une grande tolérance aux températures élevées trouvées sur place (FAO 1985).

Les poissons peuvent être directement affectés par la toxicité du composé et indirectement par la raréfaction de la nourriture en raison des effets de ce dernier sur les proies invertébrées. Le chlorpyrifos crée une certaine mortalité au niveau des poissons dans les conditions naturelles et aux niveaux d'application utilisés pour la lutte contre les sauteriaux (Marshall & Roberts, 1978; Odenkirchen & Eisler, 1988). Le fénitrothion et le diflubenzuron sont moins dangereux (Gordon, 1989; Kingsbury et al., 1987), mais des bouleversements de la structure de la communauté peuvent être causés par l'insuffisance de la nourriture et des effets comportementaux sub-léthals (Gordon, 1981). Bien que ces produits chimiques soient en général absorbés par les branchies, les effets toxiques peuvent, en partie, être liés à la consommation de proies contaminées (insectes flottant et dérivant) (Chapitre V).

LES OISEAUX

La zone choisie pour l'étude - la vallée du fleuve Sénégal, les lacs et les marais - sont d'une grande importance pour les oiseaux sédentaires et migrateurs (Van Lavieren & Van Wetten 1988). Dans une étude classique, Morel et Morel (1972) ont, en une année, identifié 108 espèces sur 1 km² de savane, 40% étant constituées de migrateurs, et ces mêmes auteurs (1988) ont relevé 364 espèces entre 16° et 17°N et 15° et 16°O. Bon nombre de ces espèces sont connues ou sont de prédateurs potentiels des grands orthoptères (TAMS 1988). L'importance des oiseaux en tant que cibles du suivi est, par conséquent, de deux ordres : protection de la faune et préservation des ennemis naturels des sauteriaux et des criquets.

Le danger causé par les pesticides est une combinaison des effets de l'exposition directe au produit pulvérisé, de leur ingestion par le biais de la nourriture et de l'effet secondaire que constitue l'insuffisance de nourriture. Dans une situation donnée, ces trois effets peuvent se produire; cela dépend du pesticide utilisé. Il est admis que le fénitrothion et le chlorpyrifos sont dangereux pour les oiseaux lorsque leur utilisation est conforme aux quantités prévues pour la lutte contre les sauteriaux (Mc Ewen, 1981; Odenkirchen & Eisler, 1988). Le diflubenzuron est pratiquement inoffensif pour les oiseaux. Le

seul effet qu'il est susceptible de créer est l'insuffisance de la nourriture. C'est pourquoi l'étude des oiseaux a été limitée aux tests d'organophosphorés (Chapitre XII).

Le découpage des parcelles et le programme d'épandage

Les critères ci-après ont été pris en considération pour le découpage des parcelles expérimentales :

a. Les parcelles doivent refléter une situation réaliste en ce qui concerne l'épandage ; les traitements du criquet pèlerin excèdent rarement 10 km² par bloc d'épandage.

b. Les parcelles doivent être suffisamment grandes pour permettre l'observation quotidienne d'un nombre important d'espèces vertébrées aussi bien qu'invertébrées, et de réduire les effets de lisière, c'est-à-dire l'immigration provenant des régions traitées avant qu'il ne soit possible de déterminer les effets du composé.

c. Le coût du traitement aérien et l'insuffisance du personnel compétent dans le domaine du recensement à grande échelle (oiseaux, poissons) sont des facteurs limitants.

d. La méthode "Avant-Après-Suivi-Impact" ou BACI (Stewart - Oaten, 1986) qui rend les répétitions inutiles peut être appliquée lorsque l'on a trouvé des zones témoin intéressantes. A condition, toutefois, que la chronologie des observations soit très longue (la qualité du témoin étant déterminante).

e. Devant le choix à effectuer entre une dose supplémentaire et la répétition de la même dose, il a été fait appel à la première option qui offre la possibilité du recours au "plus mauvais cas" combiné à des réponses dépendant des dosages.

Sept blocs ont été choisis dans une zone de 48.300 ha située entre la lisière de la forêt de Keur MBaye et les villages de Sam-Sam, Keur S. Ould Ibrahim, Keur Ibra Souïlen and Bougar (Fig. I.1, I.2) : 5 parcelles de 2 x 3 km (codées de A à E), pour le suivi des oiseaux et des invertébrés, à traiter aux organophosphorés et deux parcelles de 2 X 2 km (G et H), pour les seuls invertébrés, à traiter au diflubenzuron. Les sites choisis l'ont été en fonction de leur homogénéité et de leur caractère de zones inhabitées (campements, villages). Le programme d'épandage est présentée au Tableau I.3.

Les sites d'études aquatiques sont les réservoirs réservoirs d'irrigation de la CSS. Après un recensement approfondi de la faune du système d'irrigation, quatre lacs ont été sélectionnés

pour leur richesse, la représentativité par des eaux naturelles dans la région et l'absence de facteurs perturbants (villages). Trois lacs ont été traités avec les composés et aux doses préconisées.

La coopération internationale et le personnel

Les différentes tâches ont été réparties comme il suit :

1. Applications aériennes : FAO/ECLLO
2. Suivi chimique : Université de Dakar
3. Acridologie : Direction de la Protection des Végétaux (Sénégal) et PRIFAS (France)
4. Fonctions de l'écosystème du sol : ONDRI (RU)
5. Arthropodes auxiliaires : FAO/ECLLO. avec l'assistance de l'Université Agronomique de Wageningen (araignées) et du Ministère sénégalais des Eaux et Forêts (termites)
6. Invertébrés aquatiques : Université Agronomique de Wageningen (Pays Bas)
7. Poissons : ODNRI
8. Oiseaux : Denver Wildlife Research Center (Etats-Unis) et FAO/ECLLO
9. Maître d'oeuvre: Université Agronomique de Wageningen

Tableau I.3 : Echancier du traitement

Parcelle	Produit	Dose nominale (g m.a./ha)	Code du traitement	Date 1989
Bloc A	Fénitrothion	500	1F	8 sept.
Bloc B	Fénitrothion	1000	2F	12 sept.
Bloc C	témoin		C0	
Bloc D	Chlorpyriphos	225	1C	5 sept.
Bloc E	Chlorpyriphos	450	2C	7 sept.
Bloc F	Diflubenzuron	90	2D	9 sept.
Bloc G	Diflubenzuron	45	1D	10 sept.
Lac 1	témoin		L0	
Lac 2	Diflubenzuron	45	LD	9 sept.
Lac 3	Chlorpyriphos	225	LC	5 sept.
Lac 4	Fénitrothion	500	LF	7 sept.

La liste du personnel concerné se trouve au début du rapport. Des spécialistes et techniciens sénégalais ont fourni une assistance temporaire. Un entomologiste (pour former le personnel), un ornithologiste (technicien) et un agent de sécurité (infirmier) ont été recrutés.

L'échéancier

L'échéancier (Tableau I.4) couvrait une saison des pluies en entier et permettait de disposer de périodes d'échantillonnage égales avant et après les traitements. En dépit d'un retard de 2 semaines dans les traitements, les invertébrés terrestres et les programmes d'échantillonnage des oiseaux ont pu réaliser cet objectif. Les études aquatiques ont commencé plus tard en raison de la nécessité d'un recensement fouillé.

Tableau I.4 : Echancier

Date/Période 1989	Activité
14-16 février	Réunion Groupe de travail, Rome
15-30 mars	Visite préparatoire au Sénégal (Van der Valk)
Avril	Recherche bibliographique (BIOSIS, CAB, Duphar)
19 juin	Briefing Chef d'Equipe à Rome, arrivée à Dakar
28 juin	Installation laboratoire et campement à Richard-Toll
	Choix du site
17 juillet	Début observation oiseaux, orthoptères
1er août	Début observation invertébrés terrestres
11 août	Début observation invertébrés aquatiques
14 août	Début observation poissons
17 août	Début préparations pour essais sur fonctions du sol
2 septembre	Début suivi chimique
5-12 septembre	Traitements aériens
13 septembre	Fin observation des fonctions du sol
9 octobre	Fin observation du suivi des oiseaux, poissons, invertébrés aquatiques et terrestres, orthoptères et du suivi chimique
10 octobre	Présentation, au niveau national, des résultats préliminaires
12-14 octobre	Observations sur termites
23 octobre	Compte rendu final à Rome

LA ZONE D'ETUDE

La zone choisie pour l'étude est comprise entre 15°50' - 15°70' O et 17°50'-17°70' E. Le climat y est semi-aride et la pluviométrie de la saison des pluies était de 235 mm en 1989. La température moyenne était de 26,4° C et l'humidité moyenne de l'air de 70,2 % (Fig. I.3).

Les sols de la zone sont d'un brun-roux, faiblement évolué, sur sable siliceux. Au sud de la vallée fluviale le paysage connaît une légère déclivité avec de petites dépressions séparées par des distances de 0,2 à 1 km. Bille et al. (1972), qualifient ce paysage de "système de petites dunes non-orientées". Des mares se forment pendant la saison des pluies, elles couvrent à peu près 5 % de la surface totale (Houérou, 1989). Les mares ne sont pas nécessairement liées aux dépressions, la plupart de ces dernières restent sèches tout au long de l'année. Le sol, composé surtout de gros sable (90-95 %), est faiblement acide (pH 5,8-7,2), renferme peu de matière organique (1-4 %) et connaît un déficit en N et P (max. 0,4 et 0,15 %, respectivement).

Figure I.1 Carte de la zone d'étude

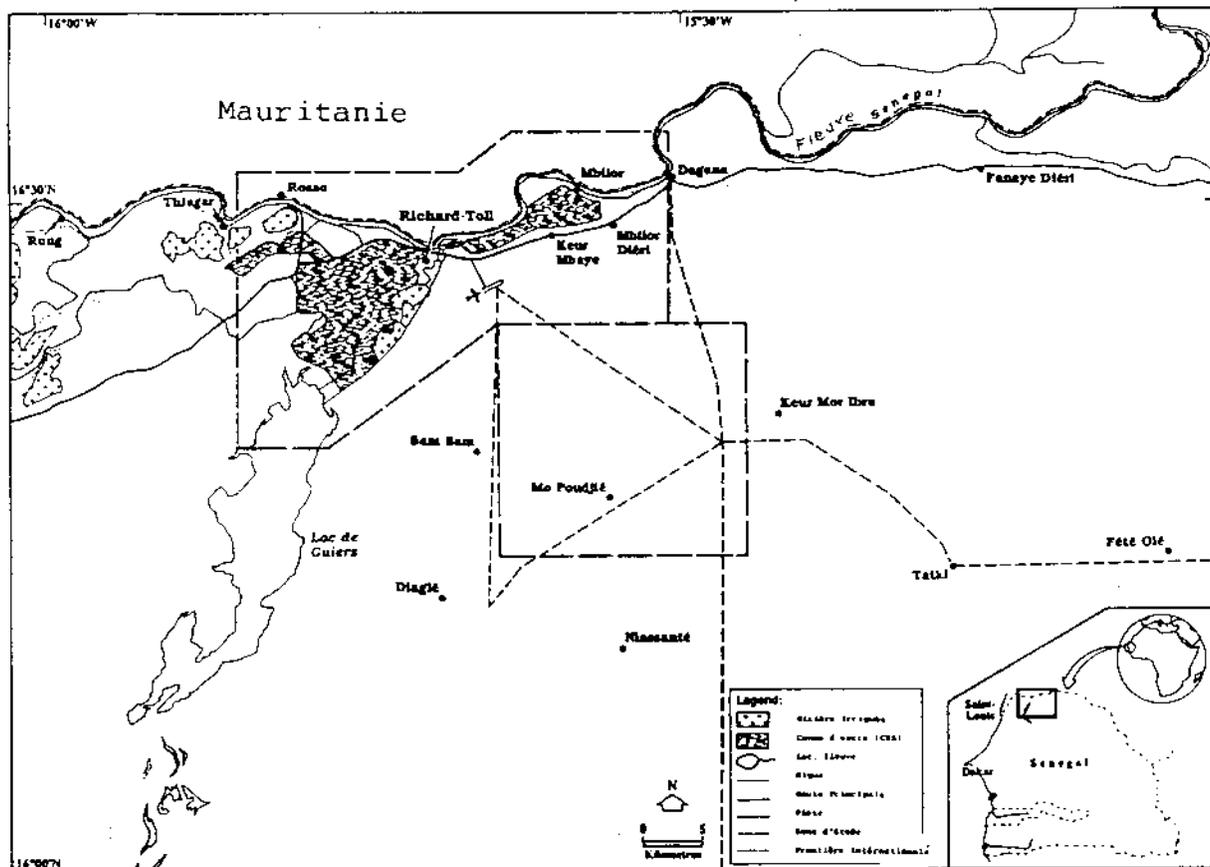


Figure L2 Plan des parcelles d'essais

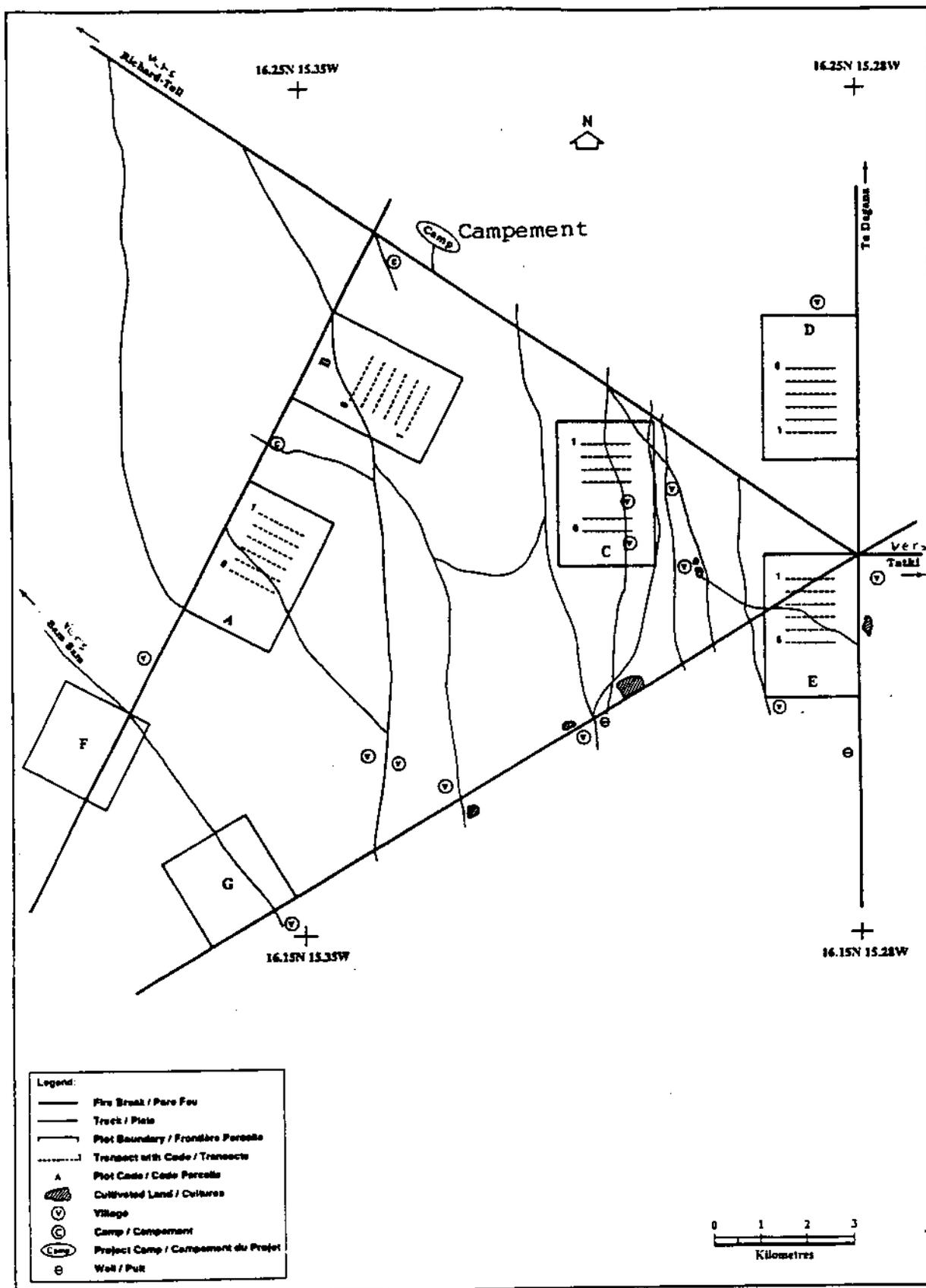
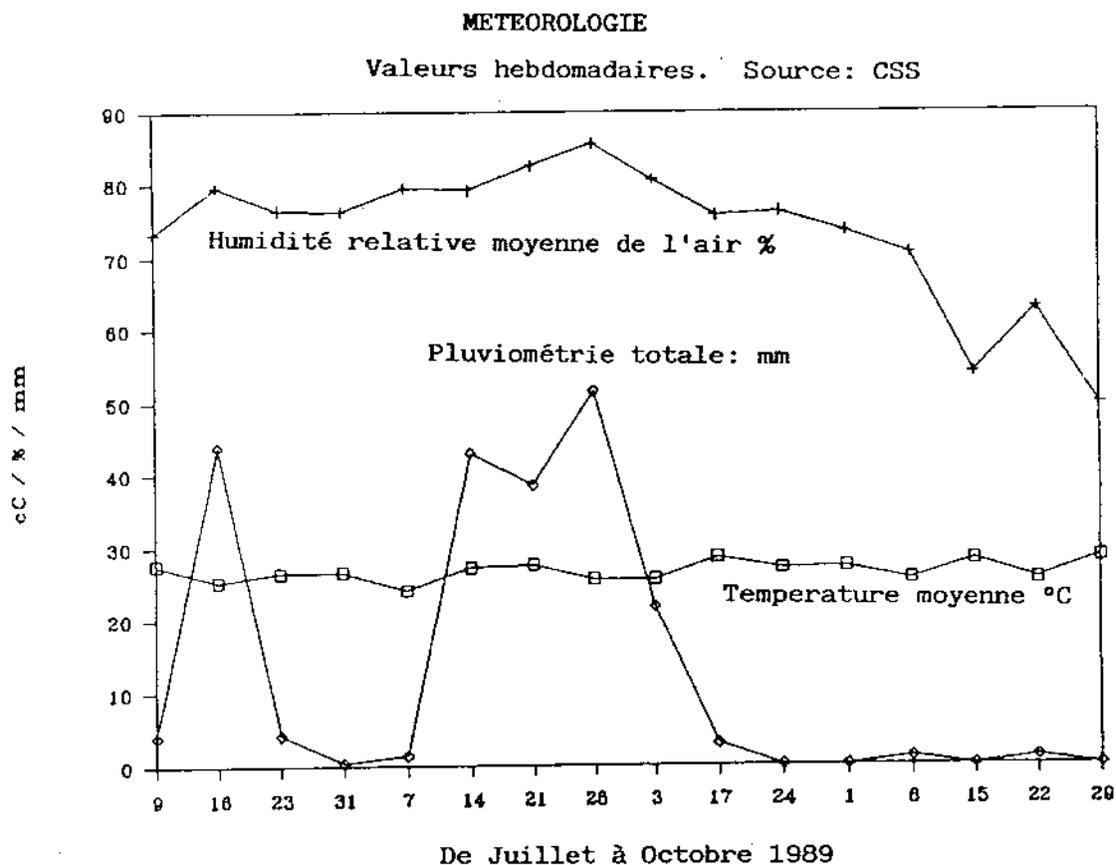


Figure I.3: Météorologie



La végétation (buissons épineux semi-arides) varie en fonction de la microtopographie, notamment en ce qui concerne la localisation des dépressions. La couverture totale par les arbres et les arbustes est de 10 à 20 % (Houérou, 1989), 60 à 100 % ne porte pas de végétation. Les principaux arbres sont les suivants : Balanites aegyptiaca, Boscia senegalensis, Salvadora persica, Acacia senegal, A.raddiana, Grewria bicolor, Adansonia digitata, Calatropis procera et Guiera senegalensis (Diallo, 1987 ; Bille & Poupon, 1972). La densité totale des arbres des parcelles

expérimentales va de 51 à 84 arbres par ha, 57 % de ces arbres ont moins de 2,5 m de haut (Tableau I.5). Les principales herbes sur les sites les plus élevés sont : *Cenchrus spp*, *Eragrostis tremula*, *Ctenium elegans*, *Aristida spp*, *Cyperaceae*, *Tribulus terrestris*. Les herbes que l'on trouve dans les dépressions sont : *Cassia mimosoides*, *Triumfetta pentandra*, *Echinichloa calona*, *Andropogon spp*, *Pennisetum pedicellatum*, *Zornia glochildiata*, *Diheteropogon hagerupii*. En outre, les graminées comme *Dactyloctenium aegyptium*, *Tragus berteromamus*, *Chloris priouri*, *C. virgata*, *Panicum laetum* et les plantes perennielles telles que *Pancreatium trianthum*, *Mormodica charantia*, *Cucumis melo*, *Heliotropium ramosissimum* et *Alyscarpus ovalifolius* se trouvaient en abondance dans la zone. Dès les premières pluies, les plantes herbacées des dépressions prennent immédiatement et poussent rapidement et abondamment, contrairement aux petites herbes de la savane. Ce type de végétation est qualifié de "steppe boisée avec beaucoup d'accacias et de commiphoros" par Keay (1959) et Moreau (1966); il est également présent dans certaines parties de l'Afrique de l'est et du sud.

Les oiseaux sont à peu près les seuls vertébrés en nombre important. Au cours de l'étude, pour laquelle les zones à forte concentration d'oiseaux n'ont fait l'objet que d'un recensement superficiel, plus de 240 espèces ont été identifiées (Annexe XIII - 31). En ce qui concerne les mammifères, qui constituent l'essentiel de la faune, seules 15 espèces demeurent, parmi lesquelles le phacochère, la gazelle Ndama et le chacal sont les plus nombreux. La faune invertébrée est riche.

Tableau I.5 : Densité des arbres (nombre par hectare) pris par zones de 4 à 10 ha dans les parcelles expérimentales. VOIR P 26

ESPECES	PARCELLES				
	A	B	C	D	E
<i>Balanites aegyptiaca</i>	29.6	7.6	26.2	11.0	29.0
<i>Boscia senegalensis</i>	43.4	28.6	23.6	29.0	15.4
<i>Acacia spp.</i>	5.2	16.2	11.2	23.8	5.4
<i>Salvadora persica</i>	2.6	-	-	-	-
<i>Combretum glutinosum</i>	0.4	0.4	0.2	0.8	1.0
<i>Grewia bicolor</i>	1.4	-	-	-	-
<i>Cadaba farinosa</i>	0.4	0.1	-	-	-
<i>Commiphora africana</i>	0.4	0.3	-	-	-
<i>Zizyphus mauritiaca</i>	0.6	0.7	-	-	-
<i>Adansonia digitata</i>	-	-	-	0.5	-
Total	84.0	53.9	61.2	65.1	50.8

Le fleuve Sénégal coule dans une large vallée qui couvrirait 5000 km² au moment des plus hautes eaux. Cependant, les inondations ne se produisent presque plus en raison du travail de régulation des eaux effectué par le barrage de Manantali et les autres barrages se trouvant le long du cours. La sécheresse du début des années 80 a décimé la population de poissons. La diminution des terres humides a, en partie, été compensée par la création de réseaux d'irrigation. La faune aquatique fait l'objet d'une description plus détaillée aux Chapitres IV et V.

La population humaine dans la zone comprend surtout des Ouolofs (paysans) et des minorités de Toucouleurs (semi-nomades) et de Mauritanien (exclusivement nomades). Les plantes cultivées dans la zone de la savane sont le mil, le niébé, les courges et les arachides; les basses terres situées à proximité de la rivière produisent du sorgho, du riz (20.000 ha de parcelles irriguées) et du sucre (7.500 ha). Au cours de la saison des pluies, les troupeaux de zébus sédentaires sont présents dans toute la zone de la savane (1 unité par 12 ha). La région est une importante zone de transhumance pendant la saison sèche.

Références

Basedow Th (1973) Der Einfluss epigäischer Raubarthropoden auf die Abunbanz phytophager Insekten in der Agrarlandschaft. *Pedobiol* 13: 410-422

Bille JC, Lepage M, Morel G & Poupon H (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo Septentrional, Sénégal. *Présentation de la région. Terre et Vie* 26:332-350

Bille JC & Poupon H (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo Septentrional, Sénégal. *Description de la végétation. Terre et Vie* 26:351-365

Bourlière F (Ed) (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo Septentrional, Sénégal. *Terre et Vie* 26:325-472

Crossland NO (1988) Experimental design of pond studies. In: Greaves MP, Greig-Smith PW and Smith BD: *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. BCPC Mono. 40:231-236

DYNAMAC Corp (1988) Results of the Mali pesticide testing trials against the Senegalese Grasshopper. Final Technical Report. Dynamac Corp, 11140 Rockville Pike, Rockville, MD 20852, USA

DYNAMAC Corp (1988) Results of the locust pesticide trials in Sudan. Technical Report. Dynamac Corp, 11140 Rockville Pike, Rockville, MD 20852, USA

Edwards CR & Huddleston EW (1986) Efficacy and environmental effects of large plane and small plane operations in Senegal and proposed plan for gathering information for 1987 environmental assessment. Prepared for USAID, supported by CACP

Everts JW (1983) Animal indicators for side-effects of chemical vector control. *Environ Monitor Assess* 3:229-236

- Everts JW, van Frankenhuyzen K, Román B and Koeman JH (1983) Side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat (Africa). *Arch Environ Contam Toxicol* 12:91-97
- Everts JW and Koeman JH (1987) The ecological impact of insecticides in connection to the control of tsetse flies in Africa: a review. In: Cavalloro R(Ed): *Integrated tse-tse fly control: methods and strategies*. Rotterdam. pp. 49-56
- Everts JW, B Aukema, R Hengeveld and JH Koeman (1989) Side-effects on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. *Env Poll* 59:203
- FAO (1985) *River Fisheries*. FAO Fisheries Techn Pap. 262:330pp
- FAO (1989) Report of the working group on environmental side-effects of desert locust control; 14-16 February 1989. FAO, Rome
- Frederickson CJ, M Balmat, PA Oomen & W Overholt (1986) Project joint FAO/donor review of the 1986 grasshopper campaign in the Sahel. Team report for Senegal. FAO Rome.
- Gordon K (1981) The fate of fenitrothion in the environment and its effects on organisms. Australian Plague Locust Commission Techn. Rep. # 3
- Grant IF (1989) Environmental effects of desert locust control. *FAO Plant Prot Bull* 37:27-35
- Hofman T (1988) Application of diflubenzuron (Dimilin ODC-45) for control of desert locust in Senegal. Duphar BV DOC. # 56647/06/88
- Jepson PC (1988) Ecological characteristics and the susceptibility of non-target invertebrates to long-term pesticide side-effects. In: Greaves MP *et al.*(Eds) *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. BCPC Mono. 40:191
- Keay RWJ (1959) *Vegetation map of Africa*. Oxford University Press, London
- Koeman JH, Den Boer WMJ, Feith AF, De Iongh HH and Spliethoff PC (1978) Three years' observations on side-effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate Glossina species in Nigeria. *Environ Pollut* 15:31-59
- Le Houérou HN (1989) *The grazing land ecosystems of the African Sahel*. Ecological Studies # 75, Springer, Heidelberg, New York.
- Lepage M (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo Septentrional, Sénégal. Données préliminaires sur l'écologie des termites. *Terre et Vie* 26:383-409
- Marshall WK & Roberts JR (1978) *Ecotoxicology of Chlorpyrifos*. NRCC Publ. # 16079, 126pp
- McEwen LC (1981) Review of grasshopper pesticides vs. rangeland wildlife and habitat. In: *Proc Wildlife-Livestock Relationships Symposium*, Coeur d'Alene, Idaho US April 20-22,

1981

- Moreau RE (1966) The bird fauna of Africa and its islands. Academic Press, New York
- Morel G & Morel MY (1972) Recherches écologiques sur une savane sahélienne du Ferlo Septentrional, Sénégal. L'avifaune et son cycle annuel. *Terre et Vie* 26:410-439
- Morel G & Morel MY (1988) Oiseaux de Ségambie. Liste de présence par degré-carré. ORSTOM, Station d'Écologie, Richard Toll, Sénégal
- Müller P and Nagel P (1980) Oekologischer Einfluss von Tsetsefliegen bekämpfung mit Dieltrin im Hochland von Adamaoua (Kamerun). *Amazonia* 7:31-48
- Niassy A & Diatta F (1987) Rapport d'évaluation du traitement aérien contre les sautériaux effectué dans la région de Kaolack (NGanda et Nioro) du 23 au 25 Juillet 1987. Rapport DPV, Dakar, Senegal
- Odenkirchen EW & Eisler R (1988) Chlorpyrifos hazards to fish, wildlife and invertebrates. A synoptic review. USDI Fish & Wildl. Serv., Contaminant Hazard Rev. #13, 34pp
- Ottesen P & Sømme L (1987) Environmental effects of insecticides against grasshoppers and locusts. Rep. to Roy. Norw. Min. Dev. Coop., Univ. of Oslo, 44pp
- Smies M, Evers RHJ, Peynenburg FHM and Koeman JH (1980) Environmental aspects of field trials with pyrethroids to eradicate tsetse fly in Nigeria. *Ecotox Environ Safe* 4:114-128
- Smith KD & Popov GB (1953) On birds attacking desert locust swarms in Eritrea. *Entomol* 86:3-7
- Sotherton NW, Jepson JP and Pullen AJ (1988) Criteria for the design, execution and analysis of terrestrial, non-target invertebrate field tests. In: Greaves MP, Greig-Smith PW and Smith BD: Field methods for the study of environmental effects of pesticides. BCPC Mono. 40:183-190
- Southwood TRE (1978) Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations. London, 524 pp
- Stewart-Oaten A, Murdoch WW, Parker KR (1986) Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* 67(4):929-940
- Stortenbeker CW (1967) Observations on the population dynamics of Red Locust *Nomadacris septemfasciata* (Serville) in its outbreak area. PUDOC Afr. Res. Rep. 694:110pp
- Sunderland KD (1987) Spiders and cereal aphids in Europe. *Bull IOBC/WPRS* X:82-102
- Takken W, Balk F, Jansen R and Koeman JH (1978) The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of riverine populations of *Glossina tachinoides* in West Africa. VI. Observations on side-effects. *Pest Agr News Summary* 24:455-466

TAMS Consultants Inc & CICP (1989) Locust and Grasshopper control in Africa/Asia. A Programmatic Environmental Assessment. New York/Washington DC

Van der Valk HCHG (1988) Environmental impact of dieldrin applications in locust control; a hazard assessment. Working paper meeting FAO/ECLO Rome 21 Oct 1988. FAO, Rome

Van Lavieren B & Van Wetten JCJ (1988) Profil de l'environnement de la vallee du Fleuve Senegal. Euroconsult/RIN, Arnhem 159pp

Varty IW (ed)(1980) Environmental surveillance in New Brunswick, 1978-1979. Effects of spray operations for forest protection against Spruce Budworm. Depr. Forest Resources, Univ, Nw Brunswick Fredericton, N.B., Canada 76pp

TITRE 2 APPLICATION DES PESTICIDES

Richard J. Coursbec

OBJET

L'objet de l'étude était de s'assurer que les trois produits chimiques (fénitrothion, chlorpyriphos et diflubenzuron à dose normale pour l'essai terrestre et aquatique et également à double dose pour l'essai terrestre) sont appliqués correctement et de la manière prévue pour les opérations de lutte contre les criquets, afin que tous les effets sur l'environnement révélés par les tests se vérifient dans la pratique.

Traitements et parcelles

La taille des parcelles était de 3 x 2 km pour les organophosphorés et de 2 x 2 km pour le régulateur de croissance des insectes. Les passes des avions respectaient des intervalles de 100 m et une altitude de 10 à 15 m pouvant aller à 25 m en raison de la présence de grands arbres.

Tableau II.1 : Produits et formulations

Produits	Dose nominale g m.a./ha		Formulation	Quantité l/ha
Fénitrothion	500	1000	500g/l ULV	1 et 2
Chlorpyriphos	225	450	450g/l ULV	0,5 et 1
Diflubenzuron	45	90	90g/l mélangé avec diesel	0,5 et 1

Les traitements de l'eau concernaient les lacs de 16 à 30 ha, un espacement de passes d'avion de 50 m et une altitude de 5 m (atomiseur à surface) afin de réduire le risque de dérive du produit sur les rives environnantes.

Pour une vitesse nominale de 50 m/s, avec les débits correspondants pour les traitements, sont fournis au Tableau II.2.

Tableau II.2 Débit préconisé (l/s)

Taux d'application l/ha	Espacement des passes (m)	
	50	100
0,5	0,125	0,25
1,0	0,250	0,50
2,0	0,500	1,00

En conséquence, il nous faut, en principe, faire des calibrages correspondant à quatre débits et trois viscosités, puis compenser approximativement les modifications correspondantes de la vitesse d'atomiseurs, même lorsque l'avion conserve la même vitesse.

Matériel et Accessoires

Un avion Britten Norman Islander équipé de pompes électriques, deux réservoirs de pesticide à placer sous les ailes et deux atomiseurs rotatifs Micronair AU4000 dotés d'ailettes courtes à surface gauche avaient été loués auprès du Service de la Protection des Végétaux du Mali. Le débit était assuré par un disque à trous multiples et une pompe à double flux. Compte tenu de la nécessité de changer quotidiennement les débits, la décision a été prise de ne pas utiliser les valves non-calibrées à double flux.

En conséquence, nous n'avons pu utiliser que les trous 7, 11 et 13 du disque qui pour une pression maximum de la pompe (avec de légères modifications dues à la différence de viscosité des trois formules) donne des débits de 3,5, 9,2 et 15,5 l/mn. par atomiseur (au lieu de 3,75, 7,5 et 15 l/mn par atomiseur).

Une fois les arbres indiquant la fin du parcours marqués, il n'a pas été possible de modifier l'espacement de passes, ainsi, les vitesses auxquelles l'aéronef a été utilisé se situant dans la fourchette de 45 m/s à 52 m/s, ce qui permet la réalisation des applications prévues et le respect des débits fixés. Un volume d'application de 2 l/ha pour un espacement des passes de 100 m n'étant pas réalisable avec cet équipement, deux applications consécutives à 1 l/ha ont été faites quand il s'est agi d'épandre du fénitrothion à double dose.

Un effort a été tenté en vue de contenir la vitesse de rotation des ailettes courtes à surface gauche entre 7.500 et 10.000 rpm, ce qui donne des gouttes de 90 à 100 μ m vmd (selon les normes du fabricant) en modifiant l'angle des ailettes au-delà des

40 à 50 degrés.

Calibrage

Le rendement de l'aéronef a été calibré de trois différentes manières pour prévenir tout risque d'erreur au niveau des parcelles isolées. Trois personnes : le superviseur des opérations de pompage, le pilote et le responsable du balisage tenaient chacun des dossiers contenant tous les paramètres des opérations auxquels ils avaient accès, ce qui permettait des recoupements.

Le rendement a fait l'objet d'un calibrage :

- 1) par la mise en marche des pompes électriques et l'évaluation du débit par minute au sol ;
- 2) par l'enregistrement du débit instantané et du débit total de chaque Micronair grâce aux débitmètres embarqués ;
- 3) par l'évaluation de la quantité de liquide embarquée et de celle récupérée des cuves d'avion après épandage.

L'écart entre les différentes mesures était inférieur à 10 % (Tableau II.3.).

Mesures relatives aux opérations :

Vitesse du vent	: > 2 m/s à une hauteur de 1,5 m
Direction du vent à 30 degrés de la perpendiculaire de la trajectoire de l'avion	
Altitude	: 10-15 m (à 25 m) sur le sol, 5 mètres sur les lacs
Espacement des passes	: 100 m sur le sol, 50 mètres sur les lacs
Angle des ailettes	: 40-50 degrés sur le sol, 50 degrés sur les lacs
Vitesse du Micronair	: 7.500-10.300 rpm
Réglage du disque débit	: 7,11 et 13
Pression à la pompe	: Maximum, pas de mesure

La vitesse du Micronair et le débit connus permettaient de s'assurer que le profil des gouttes reste semblable par rapport aux

opérations de routine. Ce profil ainsi qu'une altitude connue et un vent suffisamment vélocé pour créer des turbulences ont, à leur tour, permis une bonne répartition sous le vent des gouttelettes.

Emplacement des parcelles, matérialisation des passes et du balisage

Les coins des parcelles avaient été matérialisés par une équipe d'experts de la CSS et les distances les séparant de certains points particuliers - surtout les points de traverse des passes - ont été enregistrées.

Les arbres avaient été marqués à la peinture blanche tous les 100 m et aux quatre côtés (560 arbres), afin de rendre la détermination des passes plus rapide et plus sûre. Des drapeaux de 1m² montés sur des véhicules de couleur blanche ont été déplacés d'un arbre à un autre afin de guider l'avion à chaque passage. Un drapeau rouge indiquait le point d'entrée dans la parcelle, un drapeau blanc le point de sortie.

Le tableau II.3 porte les données relatives au traitement.

Discussion

Seules les ailettes courtes à surface gauche étaient disponibles pour les Micronair. Elles absorbent insuffisamment de puissance de sillage afin de maintenir une vitesse de rotation constante. A un même angle d'ailettes, le débit varie de 3,5 à 14,5 l/mn et la vitesse de vol varie de 18 %. Dans le future, on doit disposer d'ailettes longues à surface gauche.

L'atomisation, la déposition et la répartition sur la largeur traitée n'ont pas pu être mesurées avec assez de précision pour qu'un tel exercice soit justifié. La raison de cette situation est l'insuffisance du temps disponible et des ressources humaines. Nous n'aurions obtenu que des résultats partiels qui, compte tenu des variations de la vitesse du Micronair, de la vitesse du vent, de la couverture végétale (0,1 à 10 %) et de la densité de la végétation (estimé à 1-10 tonnes/ha), auraient pu difficilement nous renseigner sur les moyennes au niveau de chaque parcelle. Ainsi, ces mesures partielles dont la fiabilité n'a pas été déterminé avec précision auraient été non représentatives et non instructives. Les mesures de la répartition effectuées sommairement sur une petite partie des parcelles ne nous permettra pas d'avoir une idée précise du point de chute des gouttelettes. La rémanence du produit et l'importance des dépôts sur la végétation dépendent vraisemblablement de la forme et de la densité de la végétation arbustive et de la végétation herbeuse. Toutefois, aucun de ces deux facteurs n'a été mesuré. Encore une fois, nos ressources ne nous permettaient pas de le faire et la tâche aurait

été trop importante et trop coûteuse par rapport à l'objet de ces essais préliminaires visant à déterminer l'effet des pesticides sur la faune et la flore.

Malgré le travail préparatoire effectué par les superviseurs de la CSS, les limites des parcelles se sont révélées difficiles à localiser au cours de la première semaine. Le pilote a également eu des difficultés et mis du temps à trouver les parcelles de 4 ou 6 km², séparées de 10 à 20 km, et cela en raison de l'absence d'émetteurs radio air-sol. Quelquefois les drapeaux restaient invisibles pour le pilote ou son navigateur (jugé essentiel à la sécurité et permettant au pilote de se consacrer à la conduite sans avoir à chercher son chemin) à cause des arbres et des dénivellations. Etant donné le manque d'émetteurs radio, nous n'avons pas été en mesure de guider le pilote à partir du sol ; dans la majorité de ces cas, des signaux lumineux émis par un miroir ont été utilisés pour guider le pilote dans son virage au bout de la parcelle.

Cette partie du travail a été bien réalisé mais elle a pris trop de temps ; aussi conviendrait-t-il de trouver des techniques de navigation et de marquage plus rapide ainsi que des moyens plus sûrs pour diriger l'avion.

Conclusion et améliorations futures préconisées

Les différentes applications ont été satisfaisantes. Toutefois, nous aurions besoin, à l'avenir, de :

- 1) Meilleurs moyens de marquage et de guidage (miroirs)
- 2) Radios dotées de fréquences agréées
- 3) 4 Micronairs équipés d'ailettes longues à surface gauche
- 4) Valve à double flux calibrée pour pompe
- 5) Moyens de chargement mécaniques
- 6) Avion et pilote de soutien
- 7) Blocs carrés
- 8) Planification des traitements afin d'accroître le nombre de variables d'application à laisser tels quels entre les épandages.

Tableau II.3 Données sur les traitements

Parcelle	Heure	Date 1989	Produit	Dose l/ha	Superficie traitee ha	Volume utilise	Dose g/ha	Quantité l/ha	Vitesse Micronair rpm x1000	Reglage du disque débit l/min
D	09.40- 10.30	5/9	Chlorpyrifos	0,5	530	320	270	0,60	8	8.7;9.7
3 ²	17.40- 18.15	5/9	..	0,5	30	17	257	0,57	7.5	3.0;4.0
4 ¹	15.55- 16.25	7/9	Fenitrothion	1,0	18	20	550	1,1	9.5	8.0;9.0
E	09.25- 10.40	7/9	Chlorpyrifos	1,0	600	513	387	0,86	9	15.3;16.7
A	09.35- 11.17	8/9	Fenitrothion	1,0	600	585	485	0,97	9-10	15.5;16.6
F	10.55- 12.45	9/9	Diflubenzuron	1,0	400	385	82,8	0,92	9.2-10.3	14.5;15.5
2 ¹	16.10- 16.40	9/9	..	0,5	16	15	39,6	0,44	n.r. ³	n.r.
G	09.40- 11.15	10/9	..	0,5	400	170	37,8	0,42	n.r.	8.4;9.5
B	09.10- 12.00	12/9	Fenitrothion	2,0	600	990	825	1,65	7.6-9.0	15.5;16.9; 15.3;17.1

1 par disque débit

2 numéro du lac

3 non-enregistré

TITRE III

LA SURVEILLANCE CHIMIQUE

Introduction

Le projet ECLO/SEN/003/NET intitulé "Effet sur l'environnement de la lutte antiacridienne" a consisté en une expérimentation de plein champ classique, caractérisée essentiellement par l'importance des surfaces traitées et par l'intervention d'une équipe pluridisciplinaire. Le Laboratoire de Chimie Analytique et Toxicologie (LCAT) de la Faculté de Médecine et Pharmacie de l'Université Cheick Anta Diop (UCAD) a représenté l'Institut des Sciences de l'Environnement (ISE) de la Faculté des Sciences pour s'occuper de l'analyse chimique pour la recherche et le dosage des résidus de pesticides et pour l'analyse d'un paramètre biochimique: la détermination de l'activité cholinestérasique.

Les analyses toxicologiques, complétées par d'autres consistant en des études de toxicité directe et de toxicité indirecte sont indispensables pour une évaluation correcte des risques.

En effet, si les analyses des résidus des pesticides s'imposent d'elles-mêmes pour comprendre les résultats des évaluations de la mortalité pendant et après les traitements, elles ne suffisent pas pour expliquer l'importance de l'effet toxique sur l'environnement et les possibilités de récupération des organismes vivants sensibles aux pesticides.

Le choix de l'activité cholinestérasique comme paramètre biochimique va dans ce sens et se justifie par l'utilisation d'insecticides organophosphorés dans cette étude.

A. Analyses des résidus

Materiel, Méthodes et Programmes

Analyse chimique

Les pesticides

Au nombre de trois, les pesticides sont utilisés à deux concentrations (données de Chapitre II):

Fénitrothion pour les parcelles A et B aux doses de:

- 485 g ma/ha
- 825 g ma/ha

Chlorpyriphos pour les parcelles D et E aux doses de:

- 270 g ma/ha
- 387 g ma/ha

Diflubenzuron pour les parcelles G et F aux doses de:

- 37.8 g ma/ha
- 82.8 g ma/ha

La parcelle C a servi de témoin. De plus amples informations sur les traitements appliqués, les situations des parcelles et leurs caractéristiques sont fournies par J.W. Everts et R.J. Courshee dans leurs rapports (Chapitres I et II).

Les prélèvements

Les prélèvements constitue une étape fondamentale puisqu'il conditionne les résultats de l'analyse toxicologique. Les seuls prélèvements concernés pour le dosage de résidus de pesticides ont été de l'herbe. Ils ont été effectués sur chacune des parcelles le jour du traitement et les jours suivants; la parcelle C servant de témoin non traité.

Le principe retenu a consisté, pour chaque dose de pesticide et tous les jours de prélèvement, à prélever de l'herbe tous les cent mètres à partir de la médiane de chaque parcelle sur une distance de 1,5 kilomètre.

Chaque prélèvement est homogénéisé au laboratoire situé à une douzaine de kilomètres et réparti en sachets de poids connu dans du papier d'aluminium. Tout contact avec des matières plastiques a été évité. La conservation est assurée dans un congélateur à -20°C. Le problème qui s'est posé a été de pouvoir tenir compte de toute dégradation éventuelle des pesticides avant analyse. Il a été retenu le principe de la constitution de lots contenant des quantités connues de pesticides et conservés dans les mêmes conditions afin que, le cas échéant, il soit possible de suivre la courbe d'évolution de la dégradation de chaque produit. Cette précaution a l'avantage de permettre de s'assurer de la fiabilité des résultats qui seront obtenus pour l'analyse des échantillons.

C'est ainsi que, pour chaque dose de pesticide, nous avons eu à procéder de la manière suivante:

1. Prélèvement d'échantillons témoins a partir de la parcelle C

Un certain nombre de ces échantillons témoins a été surchargé avec des quantités connues de pesticides. Ces échantillons ont été conditionnés en plusieurs sachets de 20 grammes et un grand sachet d'environ 200 grammes.

2. Prélèvement d'échantillons sur chaque parcelle

Un certain nombre d'entre eux a été également surchargé avec des quantités connues de pesticides. Ces échantillons ont été conditionnés en plusieurs sachets de 20 grammes et un sachet d'environ 200 grammes (voir Annex III.3 à III.5).

L'Analyse des échantillons

Les analyses ont été effectuées par:

- le Département de Chimie Organique de l'Université Agronomique de Wageningen, Pays Bas, pour le Chlorpyrifos et le Féntrothion;
- les laboratoires Duphar aux Pays Bas pour le Diflubenzuron.

Méthodes de dosage

Le Chlorpyrifos et le Féntrothion, pesticides organophosphorés, ont été dosés par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons, selon la méthode donnée en Annexe III.1.

Pour le Diflubenzuron, la méthode utilisée a été la Chromatographie Liquide Haute Performance suivant la technique appliquée pour les pommes et les poires (Annexe III.2).

Résultats

Les résultats des dosages de résidus de Chlorpyrifos et de Féntrothion figurent aux Tableaux III.1 et III.2.

Les résultats des dosages de résidus de Diflubenzuron sont reportés au tableau 3 ci-dessous.

Tableau III.1: Résultats des analyses des échantillons d'herbe. Les numéros H et Z sont les codes des prélèvements. Concentrations en mg/kg d'herbe sèche et extraîée.

D,5/9,270	4 heures	1 jour	2 jours	4 jours
chlorpyrifos	H62 31	H64 12	H66 12	H68 3
	H63 35	H65 14	H67 11	H69 5
	Y1 34	Y2 13	Y3 12	Y4 4
E,7/9,387	2 heures	1 jour	2 jours	4 jours
chlorpyrifos	H70 67	H72 20	H74 28	H76 12
	H71 64	H73 23	H75 25	H77 20
	Y5 60	Y6 27	Y7 20	Y8 10
A,8/9,485	2 heures	1 jour	2 jours	4 jours
féntrothion	H78 86	H80 46	H82 29	H84 31
	H79 143	H81 57	H83 36	H85 41
	Z1 63	Z2 34	Z3 15	Z4 26
B,12/9,825	5 heures	1 jour	2 jours	4 jours
féntrothion	H102 130	H104 94	H106 55	H108 12
	H103 125	H105 68	H107 37	H109 12
	Z5 51	Z6 32	Z7 26	Z8 7

Tableau III.2: Résultats des analyses des échantillons surchargés d'herbe.

Chlorpyrifos code	conc. ¹⁾	Fénitrothion code	conc.
J	-		4.11
H1	-		7.76
H12	-		6.75
H13	2		
H14	7	H3	12
H15	81	H4	163
H16	69	H5	160
H17	17	H6	98
H18	17	H7	86
H19	20	H8	57
H20	20	H9	53
H21	10	H10	29
H22	13	H11	43
H23	106	H31	131
H24	108	H32	77
H25	46	H33	46
H26	41	H34	57
H27	34	H35	59
H28	35	H36	51
H29	19	H37	24
H30	21	H38	22

¹⁾ en mg/kg d'herbe sèche et extraquée

Tableau III.3: Dosages du Diflubenzuron par la Société Duphar.

Parcelle	Echantillon	Teneur/Temps g ma/ha	Concentrations éch.humide	(mg/kg) sec
F	X		0.08	0.18
F	X1	82.8 / 2H	14.3	51.0
F	X2	82.8 / 3J	11.8	42.2
F	X3	82.8 / 7J	7.1	25.4
F	H92	82.8 / 15J	2.7	7.4
F	H50	82.8 / 32J	2.9	4.2
G	X4	37.8 / 1J	2.8	10.3
G	X5	37.8 / 3J	3.6	12.4
G	X6	37.8 / 7J	2.7	8.9
G	X100	37.8 / 14J	1.8	4.4
G	X60	37.8 / 30J	0.9	1.8
C*	H40		0.38	
C*	H41		0.85	

Parcelle F: 80 g ma/ha

Parcelle G: 37.8 g ma/ha

* Témoins surchargés

Discussion des résultats

L'analyse des résidus de pesticides avait un double objectif:

1. évaluer les quantités réelles de pesticides appliquées et les rémanences dans les conditions de l'expérimentation;
2. évaluer l'influence des conditions de conservation sur les teneurs réelles en résidus de pesticides.

Ce souci majeur nous a conduit à présenter les résultats obtenus avec le Fénitrothion et le Chlorpyriphos sous forme de tableaux par parcelles.

Tableau III.4: Parcelle A

Tableau III.5: Parcelle B

Tableau III.6: Parcelle D

Tableau III.7: Parcelle E

Cette présentation a permis pour le chlorpyriphos et le fénitrothion de tracer la dégradation dans le temps (Figure III.2).

Tableau III.4: Comparaison des résultats de la Parcelle A:
Fénitrothion 485 g ma/ha

1. Echantillons ayant la même concentration

Temps après traitement	Echantillon	Poids (g)	Code	Concentration (mg/kg)
2 H.	H78	20	C1	86
2 H.	H79	20	C1	143
2 H.	Z1	210	C1	63
24 H.	H80	20	C2	46
24 H.	H81	20	C2	57
24 H.	Z2	210	C2	34
48 H.	H82	20	C3	29
48 H.	H83	20	C3	36
48 H.	Z3	315	C3	15
4 J.	H84	20	C4	31
4 J.	H85	20	C4	41
4 J.	Z4	220	C4	26

2. Témoins surchargés

Echantillons	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H 1 0 mg/kg	0	7,76
H 2 = H1 + 2 mg/kg	2	*
H 3 = H1 + 5 mg/kg	5	12

3. Echantillons surchargés

Echantillon	Concentration théoriques (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H 4 = H78 + 2 mg/kg	88	163
H 5 = H79 + 5 mg/kg	148	160
H 6 = H80 + 2 mg/kg	48	98
H 7 = H81 + 5 mg/kg	62	86
H 8 = H82 + 5 mg/kg	33	57
H 9 = H83 + 5 mg/kg	41	53
H10 = H84 + 2 mg/kg	33	29
H11 = H85 + 5 mg/kg	46	43

Nb. * aucun résultat

H1 (20 g) provient de la Parcelle C qui est la parcelle témoin.

Tableau III.5: Comparaison des résultats de la parcelle B:
Fénirothion 825 g ma/ha

1. Echantillons ayant la même concentration

Temps après Traitement	Echantillon	Poids (g)	Code	Concentration (mg/kg)
5 H.	H102	20	C5	130
5 H.	H103	20	C5	125
5 H.	Z5	190	C5	51
24 H.	H104	20	C6	94
24 H.	H105	20	C6	68
24 H.	Z6	192	C6	32
48 H.	H106	20	C7	55
48 H.	H107	20	C7	37
48 H.	Z7	255	C7	26
4 J.	H108	20	C8	12
4 J.	H109	20	C8	12
4 J.	Z8	185	C8	7

2. Témoins surchargés

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H1	0 mg/kg	0
H2 = H1 +	2 mg/kg	7,76
H3 = H1 +	5 mg/kg	12

3. Echantillons surchargés

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H31 = H102 +	2 mg/kg	132
H32 = H103 +	5 mg/kg	130
H33 = H104 +	2 mg/kg	96
H34 = H105 +	5 mg/kg	73
H35 = H106 +	5 mg/kg	60
H36 = H107 +	2 mg/kg	39
H37 = H108 +	2 mg/kg	14
H38 = H109 +	5 mg/kg	17

Nb. * aucun résultat

H1 (20 g) provient de la parcelle C qui est la parcelle témoin.

Tableau III.6: Comparaison des résultats de la parcelle D:
Chlorpyriphos 270 g ma/ha

1. Echantillons ayant la même concentration

Temps après traitement	Echantillon	Poids (g)	Code	Concentration (mg/kg)
4 H.	H62	20	C9	31
4 H.	H63	20	C9	35
4 H.	Y1	260	C9	34
24 H.	H64	20	C10	12
24 H.	H65	20	C10	14
24 H.	Y2	240	C10	13
48 H.	H66	20	C11	12
48 H.	H67	20	C11	11
48 H.	Y3	20	C11	12
4 J.	H68	20	C12	3
4 J.	H69	20	C12	5
4 J.	Y4	170	C12	4

2. Témoins surchargés

Echantillons	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H12	0 mg/kg	6,75
H13 = H12 +	2 mg/kg	2
H14 = H12 +	5 mg/kg	7

3. Echantillons surchargés

Echantillons	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H15 = H62 +	2 mg/kg	81
H16 = H63 +	5 mg/kg	69
H17 = H64 +	2 mg/kg	17
H18 = H65 +	5 mg/kg	17
H19 = H66 +	2 mg/kg	20
H20 = H67 +	5 mg/kg	20
H21 = H68 +	2 mg/kg	10
H22 = H69 +	5 mg/kg	13

Nb. H12 (20 g) provient de la parcelle C qui est la parcelle témoin.

Tableau III.7: Comparaison des résultats de la Parcelle E:
Chlorpyriphos 387 g ma/ha

1. Echantillons ayant la même concentration

Temps après traitement	Echantillon	Poids (g)	Code	Concentration (mg/kg)
2 H.	H70	20	C13	67
2 H.	H71	20	C13	64
2 H.	Y5	210	C13	60
24 H.	H72	20	C14	20
24 H.	H73	20	C14	23
24 H.	Y6	237.8	C14	27
48 H.	H74	20	C15	28
48 H.	H75	20	C15	25
48 H.	Y7	180	C15	20
4 J.	H76	20	C16	12
4 J.	H77	20	C16	20
4 J.	Y8	275	C16	10

2. Témoins surchargés

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H12	0 mg/kg	6,75
H13 = H12 +	2 mg/kg	2
H14 = H12 +	5 mg/kg	7

3. Echantillons surchargés

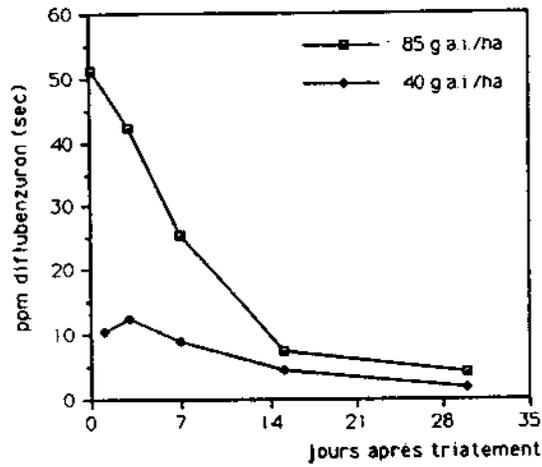
Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration mesurée (mg/kg)
H23 = H70 +	2 mg/kg	106
H24 = H71 +	5 mg/kg	108
H25 = H72 +	2 mg/kg	46
H26 = H73 +	5 mg/kg	41
H27 = H74 +	2 mg/kg	34
H28 = H75 +	5 mg/kg	35
H29 = H76 +	2 mg/kg	19
H30 = H77 +	5 mg/kg	21

Nb. H12 (20 g) provient de la parcelle C qui est la parcelle témoin.

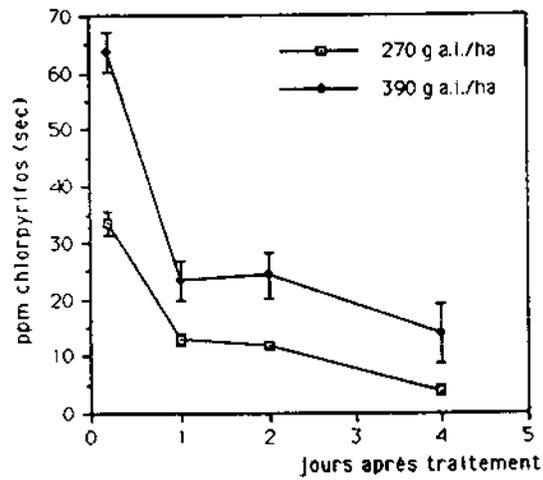
Figure III.1:

La dégradation dans le temps du fénitrothion, du chlorpyrifos et du diflubenzuron.

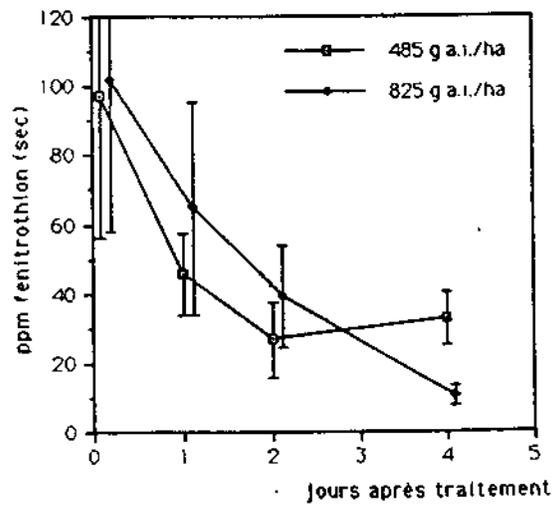
a: Dégradation des résidues de diflubenzuron sur herbe



b: Dégradation des résidues de chlorpyrifos sur herbe



c: Dégradation des résidues de fénitrothion sur herbe



Discussion des résultats obtenus avec le Féntrothion et le Chlorpyriphos
L'Étude des tableaux et des graphiques (fig. III.1 et III.2) permet de noter:

A. Pour des échantillons identiques mais répartis en deux sachets de 20 grammes et un sachet d'environ 200 grammes, les résultats obtenus sont parfois très différents. Par exemple:

Pour le Féntrothion dosé à 485 g ma/ha (Parcelle A)

C1 a trois valeurs	:	86,	143	et	63
C2 a trois valeurs	:	46,	57	et	34
C3 a trois valeurs	:	29,	36	et	15
C4 a trois valeurs	:	31,	41	et	26

Pour le Féntrothion dosé à 825 g ma/ha (Parcelle B)

C5 a trois valeurs	:	31,	35	et	34
C6 a trois valeurs	:	12,	14	et	13
C7 a trois valeurs	:	12,	11	et	12
C8 a trois valeurs	:	3,	5	et	4

Pour le Chlorpyriphos dosé à 387 g ma/ha (Parcelle E)

C9 a trois valeurs	:	67,	64	et	60
C10 a trois valeurs	:	20,	23	et	27
C11 a trois valeurs	:	28,	25	et	20
C12 a trois valeurs	:	12,	20	et	10

Ainsi donc, il apparaît que les résultats obtenus avec le chlorpyriphos sont beaucoup plus reproductibles, avec une excellente précision. Ce n'est malheureusement pas le cas pour le Féntrothion.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que pour les deux pesticides, la biodégradation est nette. Quatre jours après le traitement, les quantités moyennes de pesticides retrouvées dans l'herbe sont respectivement de:

- Parcelle A: (Féntrothion 485 g ma/ha): 32 mg/kg
- Parcelle B: (Féntrothion 825 g ma/ha): 10 mg/kg
- Parcelle D: (Chlorpyriphos 270 g ma/ha): 4 mg/kg
- Parcelle E: (Chlorpyriphos 387 g ma/ha): 14 mg/kg

Les chiffres du Chlorpyriphos sont cependant plus crédibles que ceux du Féntrothion. En effet, la parcelle B qui reçoit une dose de pesticide deux fois plus élevée que celle de la parcelle A, présente après quatre jours, un taux de résidus nettement plus faible (10 mg/kg contre 32 mg/kg).

B. Pour les témoins surchargés:

1. Les résultats obtenus avec le Fénitrothion montrent une nette différence entre les valeurs théoriques et les valeurs trouvées:

	H1	H2	H3
Concentration théorique (mg/kg)	0	2	5
Résultats du laboratoire (mg/kg)	7,76	*	12

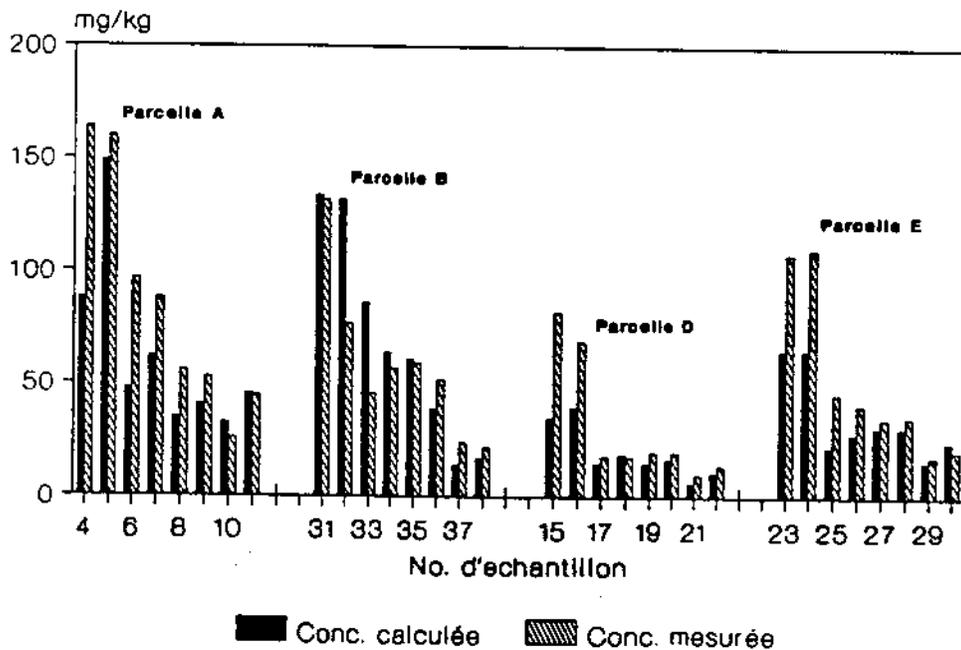
* aucun résultat

Il est à noter que les témoins surchargés sont les mêmes pour les parcelles A et B.

2. Les résultats obtenus avec le chlorpyrifos sont encore une fois d'une très grande précision, sauf pour une mesure:

	H12	H13	H14
Concentration théorique (mg/kg)	0	2	5
Résultats du laboratoire (mg/kg)	6,75	2	7

Figure III.2: Comparaison des mesures dans échantillons surchargés H4 à H38



C. Pour les échantillons des parcelles, il y a, là aussi, de grandes différences entre les valeurs théoriques et les valeurs trouvées:

Parcelle A: (Fénitrothion 485 g ma/ha)

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration trouvée (mg/kg)
H4	88	163
H5	148	160
H6	48	98
H7	62	86
H8	34	57
H9	41	53
H10	33	29
H11	46	43

Parcelle B: (Fénitrothion 825 g ma/ha)

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration trouvée (mg/kg)
H31	132	131
H32	130	77
H33	96	46
H34	73	57
H35	60	59
H36	39	51
H37	14	24
H38	17	22

Parcelle D: (Chlorpyriphos 270 g ma/ha)

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration trouvée (mg/kg)
H15	33	81
H16	40	69
H17	14	17
H18	19	17
H19	14	20
H20	16	20
H21	5	10
H22	10	13

Parcelle E: (Chlorpyriphos 387 g ma/ha)

Echantillon	Concentration théorique (mg/kg)	Concentration trouvée (mg/kg)
H23	69	106
H24	69	108
H25	22	46
H26	28	41
H27	30	34
H28	30	35
H29	14	19
H30	25	21

Ainsi, les différences constatées sont très importantes dans la grande majorité des cas. Il se pose là probablement le problème de la représentativité de la prise d'essai à partir de l'échantillon à analyser. Il en est de même pour la méthode de surcharge qui doit tenir compte de l'importance du volume de l'échantillon à surcharger. En effet, plus le volume est important, moins la répartition sera homogène. Il y a donc des possibilités d'améliorer la méthode de préparation des échantillons à surcharger.

Discussion des résultats obtenus pour le dosage des résidus de Diflubenzuron

Ces résultats figurent au tableau III.3. Aussi bien pour la parcelle G recevant un traitement de 37.8 g ma/ha que pour la parcelle F recevant 82.8 g ma/ha, on note une dégradation régulière du diflubenzuron au fil des jours. Pour la parcelle G, les chiffres passent de 2,8 mg/kg 1 jour après traitement, à 0,9 mg/kg 30 jours après traitement. Pour la parcelle F, ces chiffres vont de 14,3 mg/kg 2 heures après traitement, à 2,9 mg/kg 32 jours après traitement.

Il faut constater en effet qu'il n'y a que treize échantillons qui ont été analysés, dont deux témoins surchargés, sur les trente huit échantillons prévus. Il y a de très grandes différences entre les quantités de diflubenzuron ajoutées dans les échantillons H40 et H41 et les quantités trouvées après analyse:

	H40	H41
Concentrations ajoutées en mg/kg	2	5
Concentrations trouvées après analyse	0,38	0,85

Le nombre trop insuffisant d'analyses effectuées par rapport à celui prévu est autant un argument qui fait que ces résultats doivent être considérés avec précaution.

B. Détermination de l'activité cholinestérasique

Materiel et Méthodes

Les pesticides

Les pesticides sont les mêmes que pour l'analyse chimique.

Les prélèvements

Ils ont été exécutés par les experts concernés conformément à un protocole qui a été retenu par l'équipe. Il y a eu comme prélèvements:

- des cerveaux d'oiseaux
- des insectes (criquets, scorpions)
- des poissons
- des crevettes.

Le matériel et les méthodes d'analyse

A. Principe de la méthode

De nombreuses méthodes de détermination de l'activité acétylcholinestérasique ont été mises au point. Citons la méthode de Hestrin (1949), modifiée par Weiss (1958, 1959, 1961), Holland (1967), Williams (1966), Gras et Coll. (1968, 1982). La méthode de Elman (1961) présente l'avantage d'être très sensible, précise et spécifique. C'est la méthode que nous avons utilisée.

La baisse de l'activité acétylcholinestérasique d'un tissu montre une atteinte du système enzymatique. On hydrolyse donc de l'acétylthiocholine par l'enzyme contenue dans un homogénat du tissu à étudier. Il se forme de l'acide acétique et de la thiocholine, qui réagit avec le DTNB (ion dithiobisnitrobenzoïque), en donnant une coloration jaune. La variation de l'absorbance est mesurée avec un spectrophotomètre à 412 nm en fonction du temps. Les résultats sont exprimés en activité spécifique correspondant au nombre de moles d'acétylthiocholine hydrolysée par minute et par gramme de tissu.

B. Réactifs et matériel

- Iodure d'acétylthiocholine en solution à 108,35 mg pour 5 ml.d'eau, (conservation au réfrigérateur, une semaine)
- Acide dithiobisnitrobenzoïque (DTNB) en solution à 39,6 mg. pour 10 ml. de tampon à pH=7, additionnée de 15 mg. de bicarbonate de sodium.
- Solution A: 23,9 g. de Na_2HPO_4 , 12 H_2O par litre.
- Solution B: 9,08 g. de KH_2PO_4 par litre.
- Tampon pH=8: 94,5 ml solution A pour 5,5 ml solution B.
- Tampon pH=7: 60,8 ml solution A pour 39,2 ml solution B.
- Spectrophotomètre BECKMANN.
- Broyeur de Potter.
- Micropipettes Eppendorf.
- Agitateur Vortex.
- Chronomètre.
- Propipettes et pipettes.

- Balance de précision au 1/100e de mg.
- Trébuchet au 1/10e de g.
- Matériel de dissection.
- Récipient DEWAR de 20 litres.
- Flacons et étiquettes utilisables dans l'azote liquide.
- Congélateur et réfrigérateur.

C. Technique de la mesure de l'activité cholinestérasique

Immédiatement après prélèvement, ou après décongélation, le tissu est broyé au broyeur de Potter avec 2 ml. du tampon pH=8. On ajoute alors la quantité de tampon nécessaire pour avoir une concentration de 20 mg. de tissu par ml. de tampon.

Dans une cuve du spectrophotomètre, on introduit un blanc contenant 3 ml de tampon pH=8 et 100 µl de la solution de DTNB.

Dans l'autre cuve, on verse 3 ml de tampon pH=8, 20 µl de l'homogénat de tissu et 100 µl de DTNB.

L'absorbance est mesurée à 412 nm contre le blanc.

On ajoute alors dans les deux cuves 20 µl de la solution d'acétylthiocholine, que l'on agite.

L'absorbance est à nouveau mesurée après six minutes exactement.

D. Calculs

L'activité cholinestérasique du tissu est calculée à partir de la relation d'Ellmann (1).

$$R = \frac{\delta\alpha}{1,36 \cdot 10^4}$$

R: moles de substrat (iodure d'acétylcholine) hydrolysé par litre et par minute, et $\delta\alpha$ variation d'absorbance par minute.

Si on appelle:

- m_0 la masse de tissu analysé (en mg)
- V' le volume de tampon utilisé pour homogénéiser le tissu
- v le volume d'homogénéisat introduit dans la cuve
- V le volume total de solutions introduits dans la cuve
($v + \text{DTNB} + \text{tampon} + \text{substrat}$)

La relation d'Ellmann devient:

$$R = \frac{\delta\alpha}{1,36 \cdot 10^4} \times \frac{1}{\frac{v}{V} \times \frac{m_0}{V'}}$$

Compte tenu de nos conditions expérimentales, où $v=20 \mu\text{l}$, $V= 3140 \mu\text{l}$ et $V'= 10 \text{ ml}$, il vient:

$$R = 115.440 \cdot 10^{-6} \cdot \delta \sqrt{m_0}$$

R : moles de substrat hydrolysées par minute et par gramme de tissu

δ : variation d'absorbance par minute

m_0 : masse de tissus analysées (en mg)

Résultats

Les valeurs de R mesurées sont regroupées en Annexe III.6 en fonction de l'espèce, du sexe et du poids de l'animal capturé, de la nature du traitement (parcelles) et de la durée d'exposition après traitement, exprimée en heures.

Considérons successivement chaque espèce, puis l'évolution de son activité cholinestérasique en fonction de son temps d'exposition à un produit donné. On prendra pour origine la valeur obtenue dans la parcelle témoin (parcelle C, Fig. III.2) en l'absence de traitement.

Pour certaines espèces, les prélèvements ont été trop peu nombreux pour permettre l'établissement d'un graphique. C'est le cas notamment de *Amonanes deserti* (Amonane du Désert), *Aquila rafx* (Aigle Ravisser), de *Passer luteus* (Moineau Doré), *Upupa epops* (Huppe), *Lamprolornis chalybaeus* (Merle Métallique Commun), *Lanius senator* (Pie-Grèche à Tête Rousse), *Lophoceros erythrorhynchus* (Petit Calao à Bec Rouge), *Streptopelia roseogrisea* (Tourterelle Rieuse), *Turnix sylvatica* (Turnix d'Afrique) et des crevettes.

Les données des espèces les plus nombreuses ont été présentées par parcelle, en forme de graphes donnant les valeurs moyens par espèce et par date de prélèvement.

Oedaleus senegalensis (Criquet Sénégalais)

Il semble que l'activité cholinestérasique de ces criquets passe par un maximum après 6 heures de traitement au chlorpyrifos (4387 g ma/ha, parcelle E Fig III.1), tandis qu'elle chute fortement après traitement au fénitrothion à la dose de 825 g ma/ha (parcelle B).

Catolopus cymbiferus

On distingue une tendance à la diminution de R sans restauration ultérieure par traitement avec 485 g ma/ha de fénitrothion, tandis que le traitement au chlorpyrifos (387 g ma/ha) paraît sans effet (Fig. III.2). On notera cependant que cette observation ne repose que sur une seule mesure.

Scorpiones spp

Très forte baisse de l'activité cholinestérasique des scorpions dès le premier jour de traitement aux deux doses de chlorpyrifos (270 et 387 g ma/ha, parcelles D et E, Fig. III.2). Le nombre d'échantillons est trop faible et la durée de l'étude trop brève pour permettre de déceler une éventuelle restauration de cette activité.

Alestes sp. (Poisson insectivore)

On constate une décroissance de l'activité d'environ 40% après traitement avec 270 g ma/ha

de chlorpyrifos, sans récupération Fig III.2). Après traitement au fénitrothion, il apparaît une décroissance du même ordre les 20 premiers jours, et une restauration de l'activité initiale par la suite. L'étude a été limitée à trente jours.

Hydrocinus sp (Poisson piscivore)

Diminution peu significative de l'activité après 1 jour de traitement au chlorpyrifos 270 g ma/ha Fig III.2. Restauration apparente de cette activité après 21 jours d'exposition au fénitrothion à 485 g ma/ha. (Nombre de mesures trop faible, vérification souhaitable.)

Coracias abyssinica (Rollier d'Abyssinie)

Etant donnée la dispersion des résultats (Annexe III.6), on ne peut noter que des tendances. Après traitement avec 485 g ma/ha de fénitrothion (parcelle A Fig. III.4), l'activité diminue d'environ 50% les 10 premiers jours, puis revient à son état initial après 20 jours. Avec 825 g m.a. de fénitrothion à l'hectare (parcelle B, Fig. III.5), la tendance est la même, mais la restauration paraît plus aléatoire, compte tenu de la très forte dispersion des valeurs de R mesurées après 19 jours de traitement. Après traitement avec 387 g ma/ha de chlorpyrifos (parcelle E, Fig. III.8), on retrouve une valeur sensiblement équivalente à l'activité initiale au bout de 20 jours.

On notera une dispersion anormale des valeurs de R dans la zone témoin (Annexe III.6).

Bubalornis albirostris (Alecto à Bec Blanc)

L'activité cholinestérasique passe par un minimum après environ 10 jours d'exposition au fénitrothion à la dose de 485 g ma/ha (parcelle A, Fig. III.4), puis remonte fortement au delà de sa valeur initiale au bout de 20 jours. Augmentation de l'activité cholinestérasique entre le 1er et le 5e jour après traitement avec 387 g ma/ha de Chlorpyrifos (parcelle E, Fig. III.8). Tendance moins marquée après traitement avec 270 g ma/ha de Chlorpyrifos (parcelle D Fig. III.7) en raison de la forte dispersion des résultats.

Mirafra javanica (Alouette Chanteuse)

On remarquera en premier lieu une forte dispersion des valeurs de R pour les témoins non traités, ce qui ne facilite pas l'interprétation. On note une tendance à la diminution de l'activité cholinestérasique après 2 ou 3 jours de traitement au chlorpyrifos 270 g ma/ha (parcelle D, Fig. III.7) ou au chlorpyrifos 387 g ma/ha (parcelle E, Fig. III.8), suivie d'une restauration dès le 5e ou 6e jour. Forte sensibilité de cette espèce au fénitrothion. Pour le traitement avec 825 g ma/ha de fénitrothion (Fig III.5), la tendance à la baisse de l'activité est très nette dès le lendemain du traitement. Reprise significative dès le 6e jour.

Figure III.2

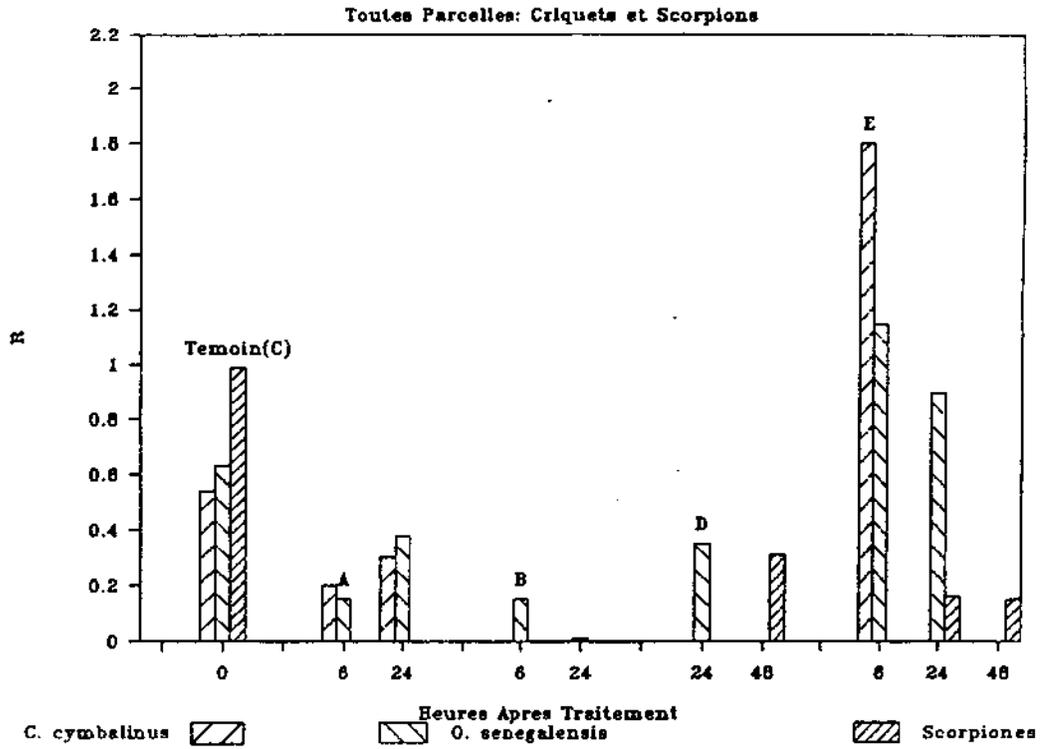


Figure III.3

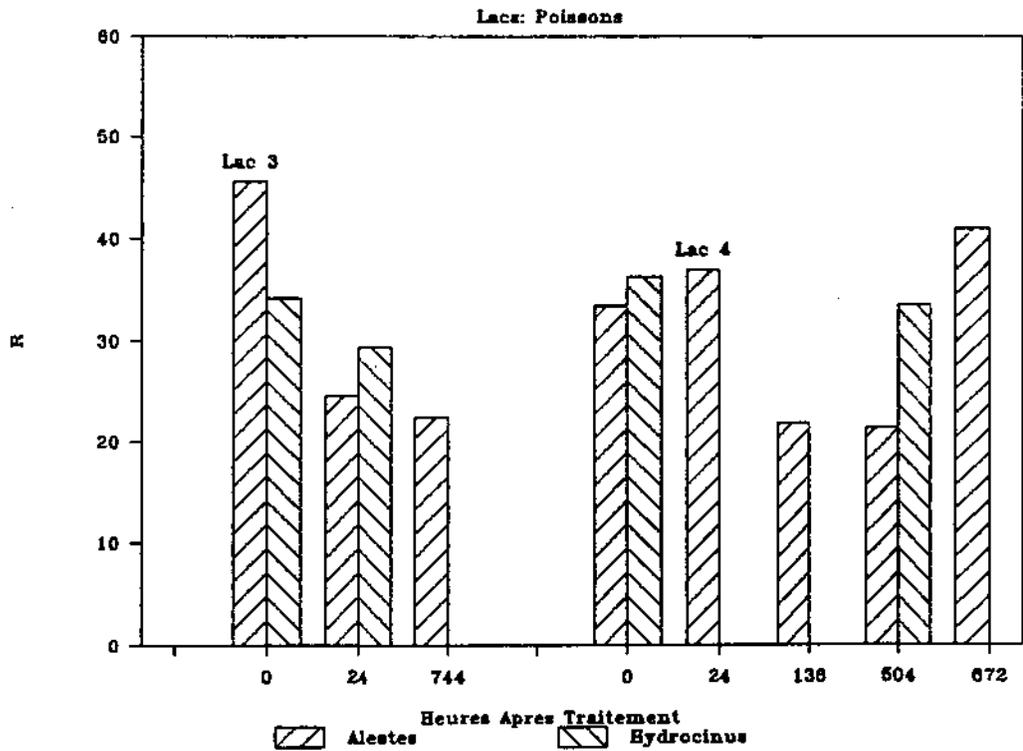


Figure III.4

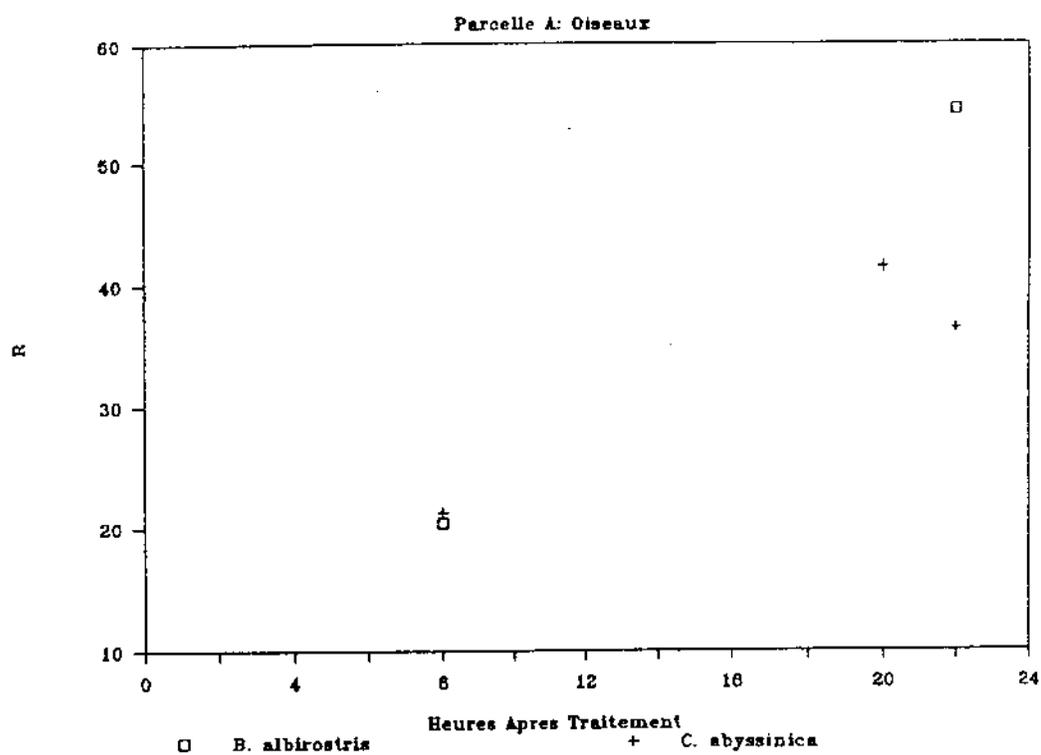


Figure III.5

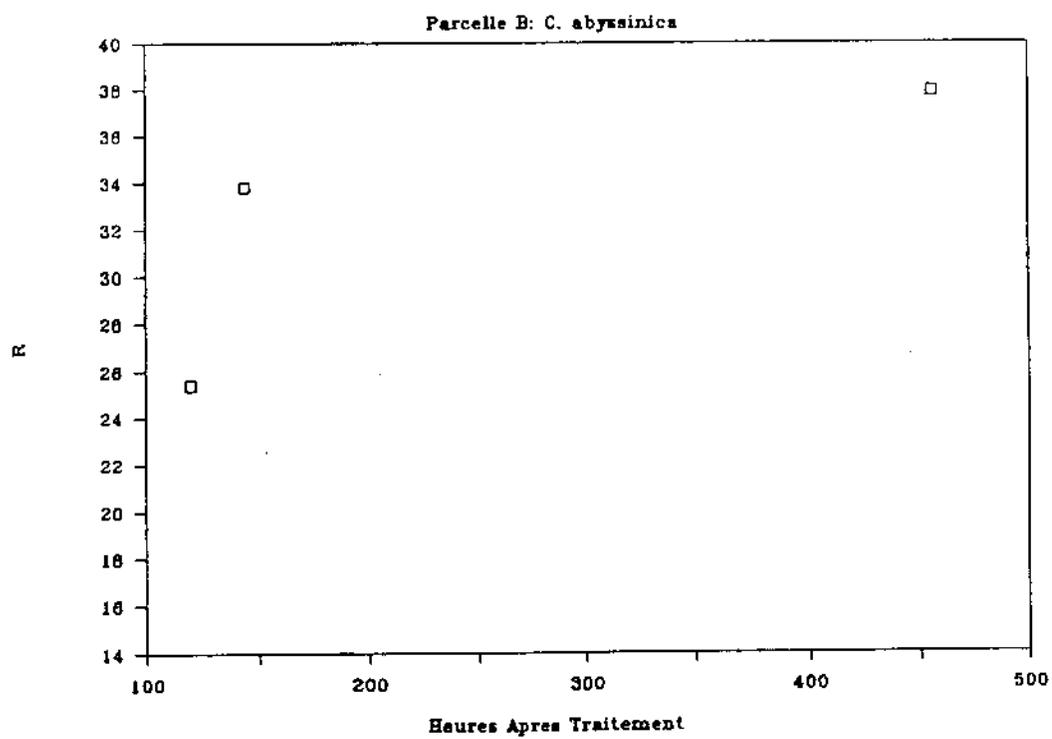


Figure III.6

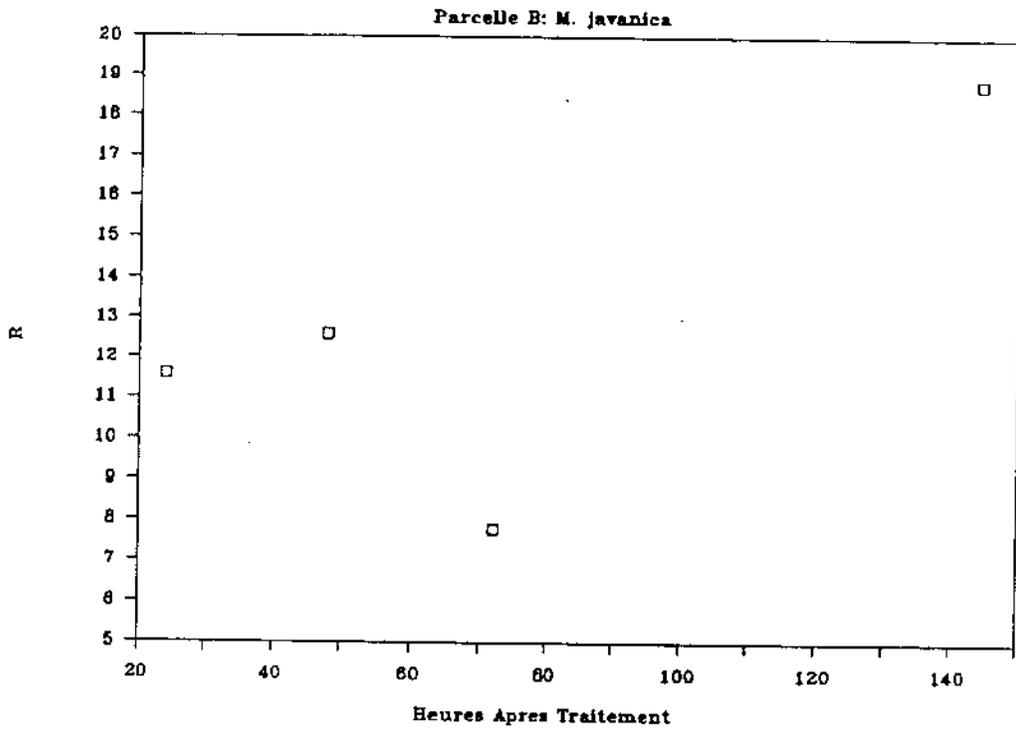


Figure III.7

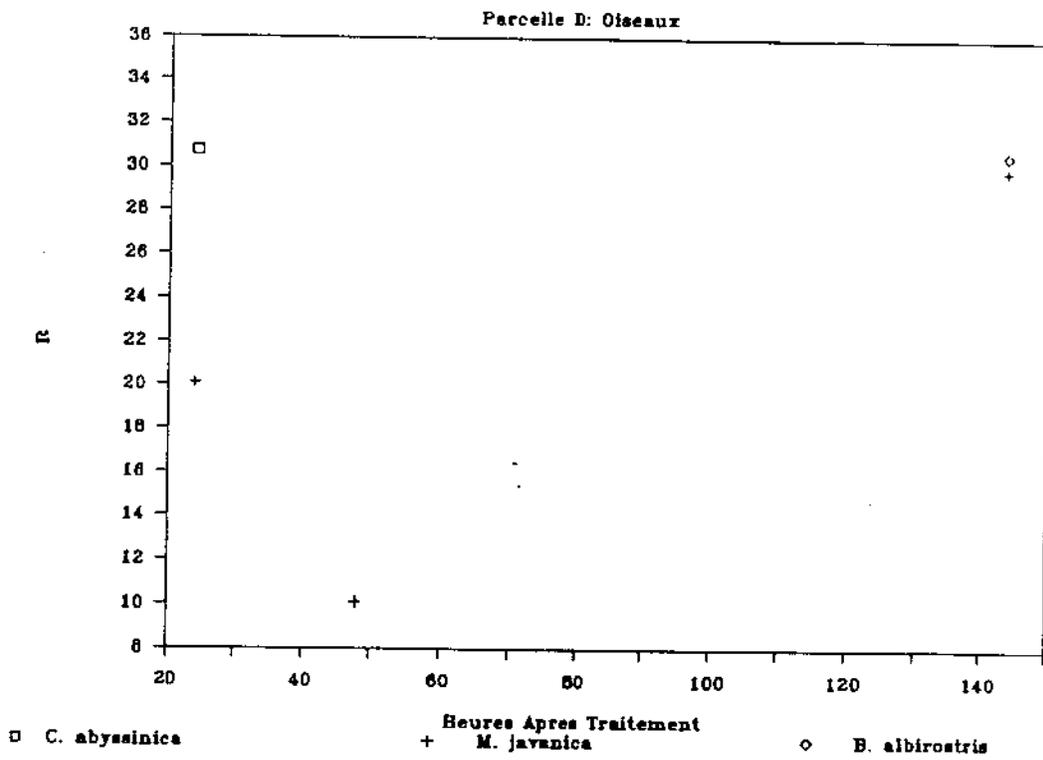


Figure III.8

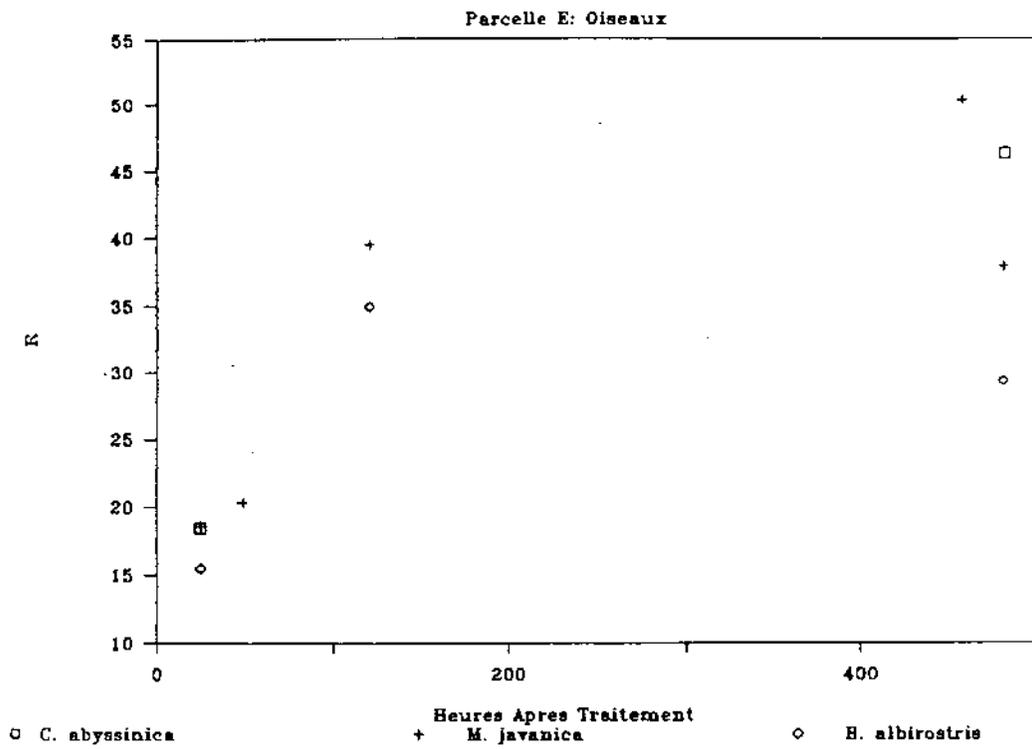
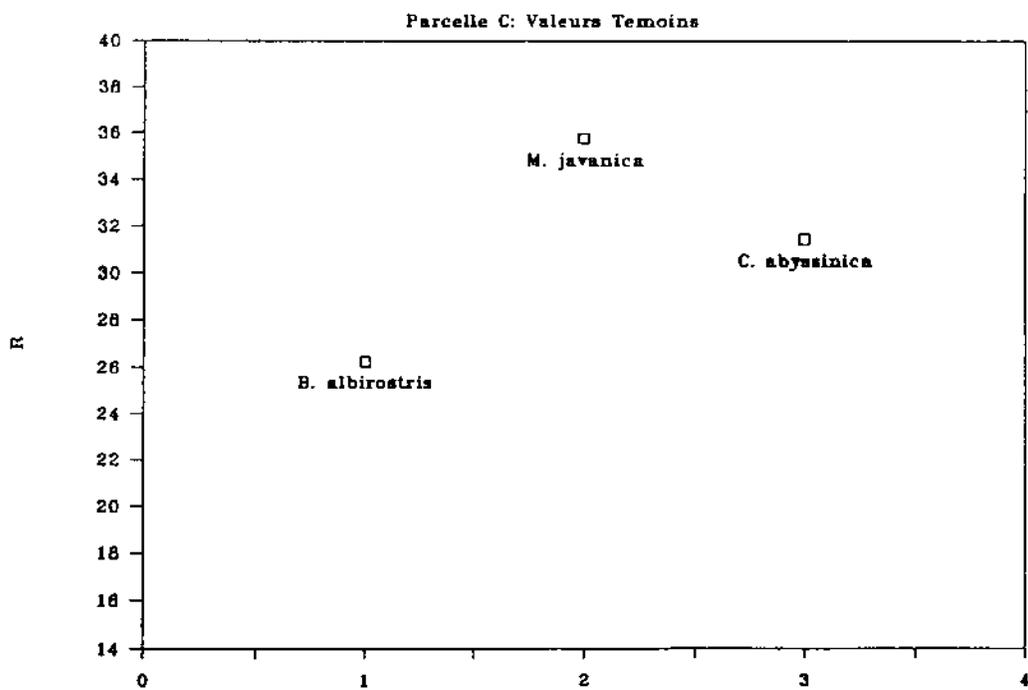


Figure III.9



Discussion et conclusions

L'exploitation des résultats obtenus dans notre Laboratoire a permis de constater, pour la quasi-totalité des espèces et pour tous les types de traitements, une tendance très marquée à la baisse de l'activité cholinestérasique, suivie d'une remontée plus ou moins rapide vers l'état initial.

On peut déplorer malheureusement qu'une analyse plus fine n'ait pu être réalisée, pour plusieurs raisons (Etiquetage insuffisante, prélèvements insuffisants, échantillonnages très groupés à certains moments, et inexistant à d'autres)

Une telle imprécision ne constitue pas en fait un obstacle majeur et pourrait facilement être levée à l'avenir grâce à une meilleure organisation qui tiendrait compte des spécificités de l'expérimentation.

Remerciements

Nous tenons à remercier le Dr. D.A. de BIE, du Laboratoire de Chimie Organique de l'Agricultural University de Wageningen, pour ses analyses de résidus de Féntrothion et de Chlorpyriphos, ainsi que les Laboratoires DUPHAR pour leurs analyses de résidus de Diflubenzuron.

Références bibliographiques

Ellmann GL, Courtney KD, Andres Jr. V, Featherstone RM (1961) A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol* 7: 88-95

Gras G, Rioux JA, Conty M (1968) Effets des concentrations infralétales de Fénitrothion sur l'activité cholinestérasique du cerveau de l'anguille. *Ann Pharm Fr* 26 (12): 759-766

Gras G, Pellissier C, Leung Tack D (1982) Etude expérimentale de l'action du Temephos sur l'activité cholinestérasique du cerveau de *Tilapia guineensis*. WHO/VBC/82.868: 1-13

Hestrin S (1949) The reaction of acetylcholine and other carboxylic acid derivatives with hydroxylamine and its analytical application. *J Biol Chem* 180: 249-261

Holland HT, Coppage DL, Buttler PA (1967) Use of fish brain acetylcholinesterase to monitor pollution of organophosphorus pesticides. *Bull environm contam Toxicol* 2 (3): 156-162

Weiss Ch (1958) The determination of cholinesterase in the brain tissue of three species of fresh water fish and its inactivation in vivo. *Ecology* 39 (2): 190-199

Weiss Ch (1959) Response of fish to sub-lethal exposures of organic phosphorous insecticides. *Sewage and industrial wastes* 31 (5): 580-592

Weiss Ch (1961) Physiological effect of organic phosphorous insecticides on several species of fish. *Trans Amer Fish Soc* 90: 143-153

Williams AK & Sova CR (1966) Acetylcholinesterase levels in brain of fishes from polluted waters. *Bull environm contam Toxicology* 1 (5): 198-203

TITRE 4

LA SURVEILLANCE AQUATIQUE

Introduction

Compte tenu du fait que les opérations de lutte contre les criquets sont la plupart du temps menées dans les zones de l'intérieur, il est peu probable qu'elles aient des effets directs sur le milieu aquatique. Toutefois, lorsque des pesticides sont utilisés pour protéger les cultures de régions agricoles, il est possible que, au cours des traitements, une partie des produits se déposent sur les cours et réserves d'eau tels que les fleuves, les plaines inondables, les systèmes ou réservoirs d'irrigation. Il arrive également que les petites surfaces marécageuses soient accidentellement touchées lors des épandages. On compte, au nombre des régions de l'Afrique de l'Ouest situées à proximité d'un réseau hydrographique et ayant, par le passé, fait l'objet d'un traitement aux pesticides dans le cadre de la lutte antiacridienne, le bassin du fleuve Sénégal (Sénégal et Mauritanie), le delta intérieur du Niger (Mali) et la région du Sine Saloum (Sénégal). Ces exemples sont rares au Sahel et ces régions jouent un rôle essentiel pour l'agriculture, la pêche et les ressources naturelles.

Les invertébrés aquatiques, à l'exception généralement des mollusques, sont réputés sensibles aux carbamates, aux organophosphorés, aux pyrethrinoïdes et aux benzoyl-urées. Les effets des pesticides sur la faune aquatique de l'Afrique de l'Ouest sont très peu connus, sauf en ce qui concerne la lutte contre les larves de mouche noire (Levêque, 1989) et les mouches tsé-tsé (Everts et Koeman, 1986). C'est pourquoi il convient d'accorder une attention toute particulière aux éventuels effets, sur le milieu aquatique, des insecticides communément employés dans la lutte contre les sauteriaux.

Il a été décidé de centrer la recherche sur les groupes des invertébrés aquatiques constitués d'organismes les plus importants et les plus sensibles. Les travaux effectués sur les macrocrustacés (Lahr et Everts, 1989) ont permis d'acquérir une certaine expérience. Ces derniers ont été jugés aptes à être utilisés dans les bio-essais *in situ* et leur densité relative est aisément mesurable sur le terrain. En outre, la décision a été prise de s'intéresser au zooplancton, étant donné qu'il constitue une source d'alimentation pour les grands invertébrés et les petits poissons et qu'il contribue à la régulation des algues. La plupart des macro- et des microcrustacés sont très sensibles aux insecticides. Les larves d'insectes ont également été étudiées. Leur rôle est important en tant que source d'alimentation et quelques espèces de fond ont une fonction dans la bioturbation des sédiments.

Un certain nombre de paramètres ont été choisis pour suivre les éventuels effets nocifs des applications sur les invertébrés. Les macrocrustacés, le zooplancton et les insectes aquatiques ont fait l'objet d'un échantillonnage quantitatif hebdomadaire, avant et après les traitements, afin de déterminer les effets que ces derniers pourraient avoir sur les densités des populations. Des bio-essais *in situ* ont été réalisés avec les crevettes *Palaemonetes africanus* en vue d'évaluer et de comparer la toxicité aigue des différents insecticides sur les décapodes en milieu naturel. Après le traitement au chlorpyrifos, les individus *P. africanus* survivants ont été collectés pour mesurer les variations de l'activité cholinestérasique. Les paramètres chimiques de l'eau ont été mesurés chaque semaine.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

Au début du projet, plusieurs enquêtes ont été menées dans la région avoisinante de Richard-Toll dans le but de trouver des sites appropriés à la réalisation d'études aquatiques. Ces sites devaient répondre à un certain nombre de critères. Des poissons et des invertébrés aquatiques ayant une grande importance économique, notamment les macrocrustacés, devaient être présents en nombre suffisant pour qu'un échantillonnage quantitatif puisse être effectué. De même, la faune aquatique devait être représentative du fleuve Sénégal et de ses affluents. D'autres critères avaient trait à l'accessibilité des sites. Un certain nombre d'habitats aquatiques de la région de Richard-Toll ont été surveillés à l'occasion des enquêtes. Il s'agit, en particulier, du fleuve Sénégal, des plaines inondables par le fleuve, de la région du Lac de Guiers et des systèmes d'irrigation des plantations de canne à sucre et des rizières.

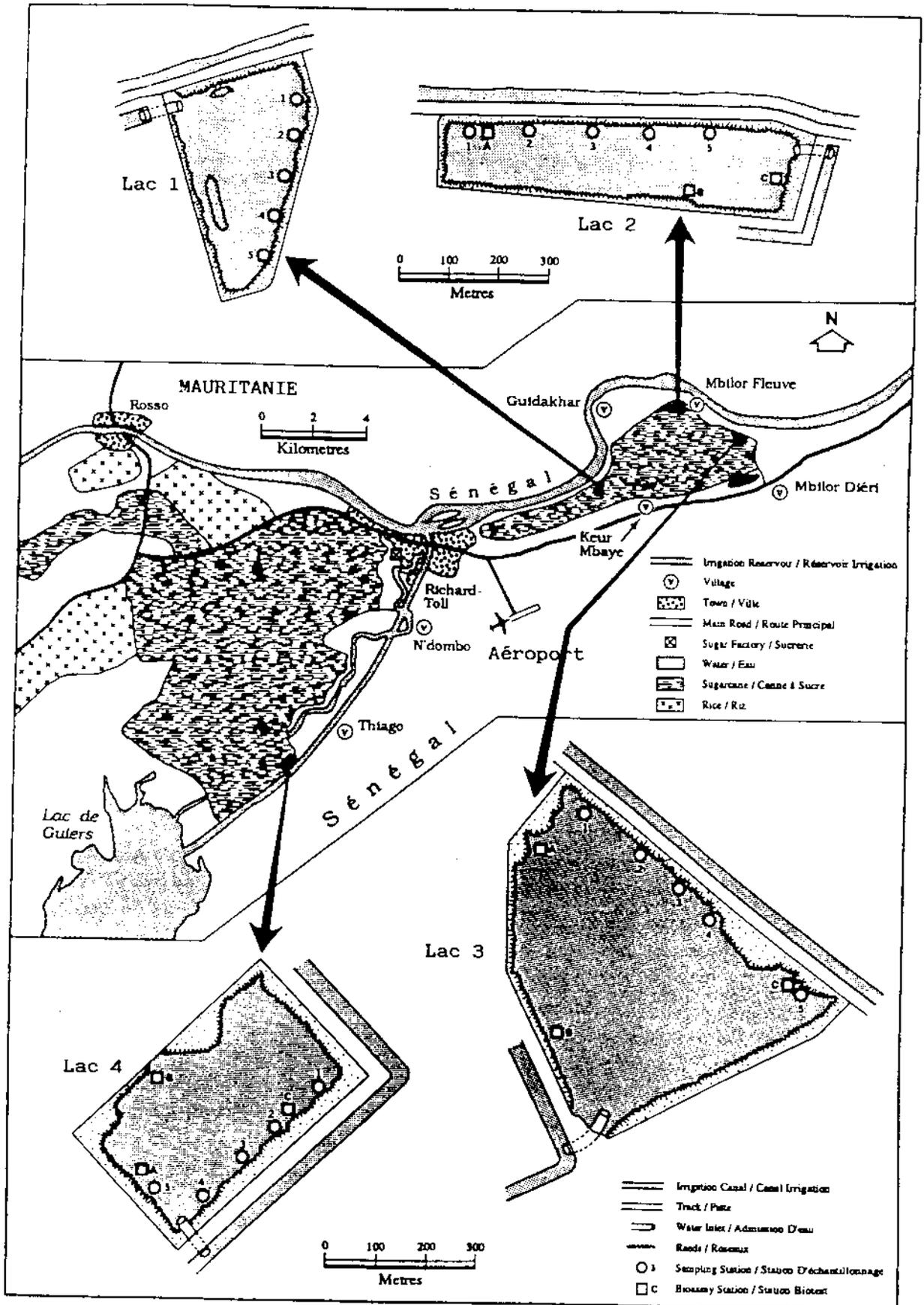
Compte tenu de l'importance de sa population de poissons et de macrocrustacés, le fleuve Sénégal semblait tout désigné mais il n'a pas été retenu, pour des raisons de sécurité, étant donné qu'il fait office de frontière internationale.

Les plaines inondables adjacentes au fleuve Sénégal ont aussi été rejetées. Il n'y a été trouvé que de faibles densités d'organismes aquatiques et l'on avait aucune idée ni sur le moment où les inondations se produiraient ni sur les lieux qui seraient concernés par ce phénomène.

Des digues ayant été construites autour du Lac de Guiers pour renforcer son rôle de réservoir (il fournit de l'eau potable à Dakar ainsi que de l'eau pour l'agriculture), il ne subsiste que quelques petites terres marécageuses aux abords du lac. Elles ont été jugées trop peu étendues et trop éloignées de Richard-Toll pour être utiles à la recherche.

Le système d'irrigation de la plantation de canne à sucre contenait une faune aquatique très ressemblante à celle du fleuve Sénégal et du Lac de Guiers. Les grandes mares du système renfermaient deux espèces de macrocrustacés, *Palaemonetes*

Figure IV.1a: Emplacement des réservoirs d'irrigation suivis.



africanus (Balss, 1916) et *Caridina africana* (Kingsley, 1882), ainsi que de gros poissons (cf. Chapitre V). Différentes espèces d'insectes aquatiques et de larves d'insectes s'y trouvaient aussi en abondance. Plusieurs de ces réservoirs étaient sur la plantation de la Compagnie sucrière sénégalaise (CSS), près de Richard-Toll. Après approbation de la CSS, quatre de ces mares ont été choisies pour servir de cadre à des applications expérimentales de pesticides (Figure IV.1a). Quelques-unes des caractéristiques des lacs sont exposées au Tableau IV.1.

Figure IV.1b : Réservoirs d'eau dans la région nord-ouest du Sénégal.

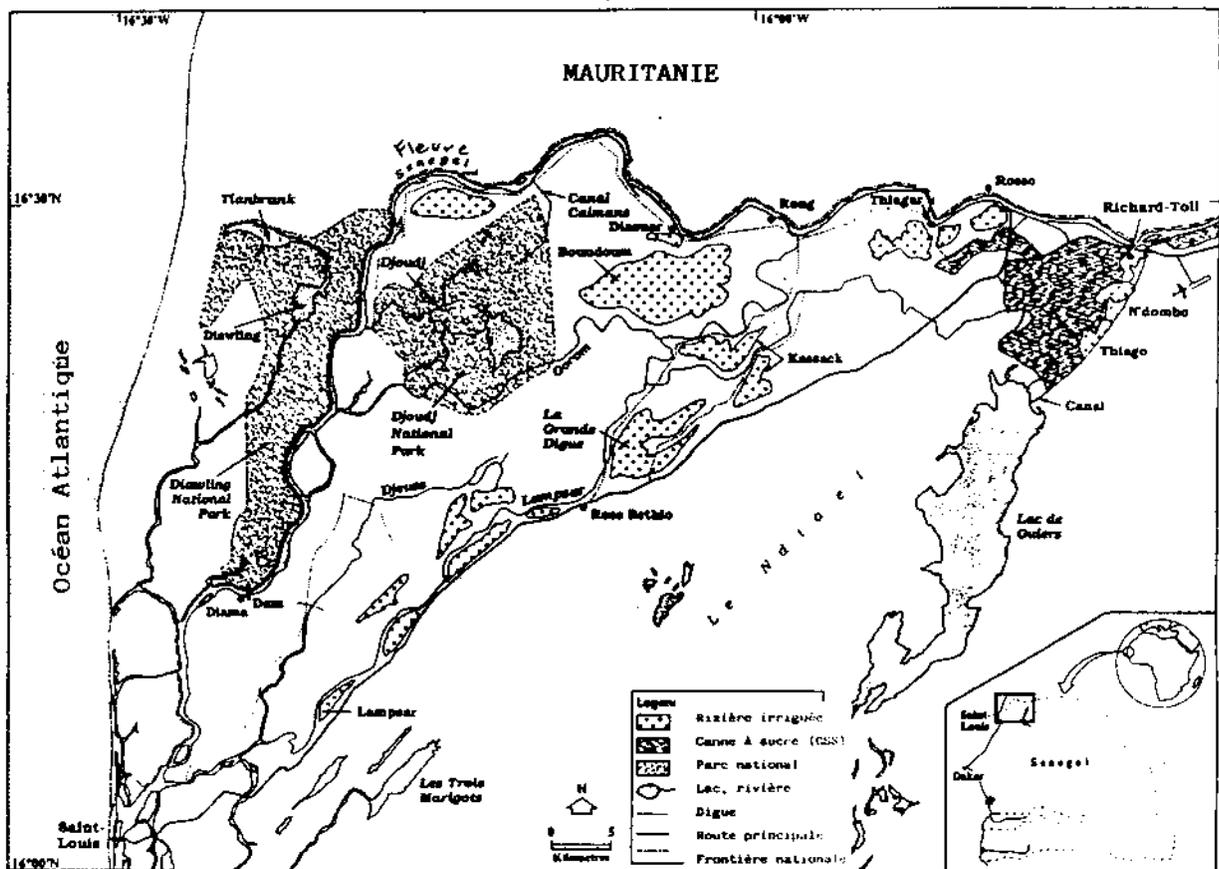


Tableau IV.1 : Caractéristiques des réservoirs d'irrigation sélectionnés pour la recherche aquatique

Lac	Aire ha	Profondeur		Végétation
		Centre m	Bord m	
1	+10	>2	0,5	Roseaux et plantes aquatiques
2	+ 16	0,5-1	0,5	Hauts roseaux et plantes aquatiques, plantes flottantes sur toute la surface
3	+ 30	1,5	0,5	Roseaux et plantes aquatiques
4	+ 18	2	0,5	Très hauts roseaux et plantes aquatiques

Traitements aux insecticides

Etant donné que le Lac 1 était utilisé par la CSS comme réservoir d'eau d'un appareil expérimental à éclosion pour crevettes, il a été décidé de s'en servir comme témoin. Ce lac était utilisé intensivement pour fournir de l'eau à la plantation en septembre et octobre. Cela a entraîné des changements rapides et quotidiens du niveau d'eau du lac. Très souvent la végétation aquatique du bord du lac était sèche.

Le détail des traitements du lac fait l'objet du Tableau IV.2. A l'instar du Lac 1, le Lac 2 était également utilisé pour alimenter la plantation en eau lorsque les pompes étaient défectueuses. Une semaine après le traitement au diflubenzuron, le niveau de l'eau était extrêmement bas.

Tableau IV.2. : Traitement des réservoirs d'irrigation aux insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne

Lac	Insecticide	Dose appliquée g m.a./ha	Date 1989	Heure
1	Témoin	--	--	--
2	Diflubenzuron	35,2	9/9	16.30
3	Chlorpyriphos	337,5	5/9	17.15
4	Fénitrothion	550	7/9	16.00

Echantillonnage quantitatif des densités

Macrocrustacés et insectes aquatiques

L'échantillonnage quantitatif des macrocrustacés et des insectes aquatiques a été effectué au moyen de la drague. C'est ainsi que cinq (5) stations d'échantillonnage ont été choisies sur la rive est de chaque lac (Figure IV.1a.). La plus petite distance entre deux stations était de 100 m. Au niveau de chaque station un terrain de 10 m de long porte des repères. Trois échantillons ont été prélevés sur ces terrains. Le premier provenait de la végétation elle-même afin de capturer la faune des alentours des pieds de plantes aquatiques ; ex : les larves d'Ephemeroptera et de Libellulidae, quelques punaises d'eau évoluant librement et des Coleoptera. Un second échantillon a été recueilli en traînant le filet sur les côtés de la végétation bordant les sédiments. La plupart des crevettes ont été prises de cette manière. Ces deux échantillons ont été récoltés à l'aide d'une drague circulaire (diamètre 30 cm ; largeur des mailles 1 mm). Le troisième échantillon a été capturé en traînant une drague de forme carrée (30 x 30 cm, largeur des mailles 1 mm) dans la couche supérieure (5 cm) des sédiments, à

une distance minimum d'un mètre du bord de la végétation. Ces échantillons ne contenaient que des insectes vivant dans les sédiments ou à leur surface, tels que des larves de moucheron et de larves de phrygane. De sévères précautions ont été prises afin d'éviter que le même tracé de sédiment ne fasse l'objet de plus d'un échantillonnage par mois. Pour respecter ce souci, les échantillons ont été prélevés au cours des semaines suivantes à différentes distances de la végétation.

Les spécimens recueillis ont été triés sur-le-champ et transportés jusqu'au laboratoire dans une solution de formol à 5%. Ils ont ensuite été lavés et conservés dans l'éthanol à 70% jusqu'à leur identification.

Pour savoir si l'échantillonnage intensif des sites agit ou pas sur les densités de la faune, le Lac 1 a été échantillonné deux fois en trois jours, au début de l'échantillonnage. Compte tenu du fait que la densité de tous les grands groupes d'invertébrés s'est révélée plus importante lors de la seconde opération, il en a été conclu que les échantillonnages hebdomadaires effectués dans le cadre des expériences n'étaient pas source de graves perturbations.

Les échantillons révélateurs de la densité des populations ont été prélevés une fois par semaine dans chaque lac, quatre semaines avant et cinq semaines après les traitements. Le nombre d'animaux trouvés dans les trois échantillons à chaque station a fait l'objet d'un cumul et représente le total capturé par station (Annexe IV.3, données brutes). Les figures révèlent le nombre total capturé par lac.

Zooplancton

Le zooplancton a été échantillonné par halage d'un filet à zooplancton (largeur des mailles = 250 μ m, diamètre = 30 cm) à la surface de l'eau, sur une distance de 50 m (le contenu de chaque échantillon équivalait à 3,5 m³ d'eau). Au niveau de chaque lac, trois prélèvements supplémentaires ont été effectués au même endroit chaque fois qu'il y a eu un échantillonnage. Les échantillons ont été recueillis entre 11H00 et 13H00.

L'échantillonnage du zooplancton a commencé une semaine avant le traitement des lacs. Les échantillons ont été récoltés, le jour du traitement, 3 puis 7 jours après et enfin chaque semaine jusqu'à la fin du projet.

Les échantillons ont été conservés dans 20 ml de formol à 5% et remis pour identification à l'Université Agronomique de Wageningen aux Pays-Bas. Le nombre de Cladocera, de Cyclopoïda, Calanoïda et d'Ostracoda dans chaque échantillon a été compté. Les chiffres présentés concernent chaque échantillon (Annexe IV.3) ou le total de ces trois échantillons (10,5 m³ d'eau). Ce dernier sera considéré comme le nombre total capturé par lac (cf. figures).

Bio-essais avec des crevettes

Les bio-essais *in situ* ont été réalisés avec *Palaemonetes africanus*, l'arthropode que l'on trouve en plus grande quantité dans les lacs. Trois stations de bio-essais (A, B et C, Figure IV.1a) ont été choisies en des endroits différents situés sur les rives de chacun des lacs traités.

A chaque station, 5 cages flottantes (20x20 cm, profondeur 40 cm, largeur des mailles 1 mm) ont été attachées à des piquets placés tous à 2 m, au moins, du rivage. 10 crevettes avaient été mises dans chaque cage. Elles avaient été capturées au moyen de la drague sur ces mêmes sites. Les crevettes n'avaient pas été triées ; par conséquent elles reflétaient les différences de taille des populations naturelles des lacs (taille entre 1,5 et 2,5 cm). Après 24 heures le nombre de spécimens vivants était compté.

Les données de suivi ont été obtenues suite à une série de bio-essais la veille des applications sur les lacs. Tous les tests ont commencé à 12H00. En ce qui concerne le Lac 4 (fénitrothion), les tests ont tous eu pour cadre la station B, car très peu de spécimens de *P. africanus* ont été trouvés ce jour.

Analyses de l'activité cholinestérasique

Avant et après le traitement du Lac 3 au chlorpyrifos, des spécimens de *Palaemonetes africanus* ont été recueillis en vue de la mesure de l'activité cholinestérasique. Trois échantillons de 20 g l'unité de crevettes ont été collectés trois jours avant le traitement. Un jour après, seul un échantillon de 20 g a pu être prélevé dans la partie nord du lac, le seul endroit où il y avait encore des crevettes vivantes (cf. résultats). Après ce temps, aucune crevette vivante n'a pu être observée. La méthode d'analyse utilisée est expliquée au Chapitre III.

Recherches après-traitement

Les bords du lac ont été sondés pour y retrouver tout invertébré mort et flottant, une heure après et le lendemain matin de chaque traitement. Chaque recherche a duré à peu près une heure.

Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques de l'eau des lacs étaient mesurés chaque semaine à l'aide de matériel portatif. Cela a été fait du premier jour du traitement des lacs jusqu'à la fin du projet. Les facteurs mesurés comprenaient la température de l'eau, l'oxygène dissous (et le pourcentage de saturation), le pH et la profondeur Secchi (turbidité). La salinité des lacs a été mesurée une seule fois. Ainsi, deux échantillons d'eau de 1 litre ont été prélevés dans chaque lac et envoyés au laboratoire de l'ORSTOM, à Dakar. Les analyses ont été réalisées par un salinomètre digital.

Inventaire des mares de la savane

Les membres de l'équipe chargée de l'enquête ont jugé important d'effectuer un recensement sommaire de la faune aquatique des mares temporaires dans la savane. Les fonctions écologiques de ces mares ainsi que leur faune sont très mal connues. Elles sont peut-être importantes en ce qu'elles servent d'abreuvoir aux animaux sauvages pendant la saison des pluies. C'est pourquoi elles sont si essentielles pour les recherches à venir.

Un certain nombre de mares ont été sondées à deux reprises, à l'aide de dragues et de filets à plancton, de manière non quantitative, afin d'y chercher des invertébrés aquatiques. Les mares étaient situées dans les blocs F et G, près du village de Mopudji et près de l'aérodrome de Richard-Toll. (Figure I.2).

Résultats

Les données brutes sont exposées à l'Annexe IV. Elles contiennent les données chimiques (Annexe IV.1), les données des bio-essais *in situ* avec *Palaemonetes africanus* (Annexe IV.2) et les données de l'échantillonnage quantitatif des macrocrustacés, du zooplancton et des insectes aquatiques (Annexe IV.3).

Paramètres chimiques

Les valeurs minima et maxima des paramètres chimiques des lacs font l'objet du Tableau IV.3. En règle générale, les propriétés chimiques de toutes les quatre mares étaient très rapprochées. La seule exception est constituée par le Lac 4. Ici, l'eau était beaucoup moins opaque que dans les trois autres lacs. La teneur en oxygène de l'eau ne s'est pas une seule fois révélée inférieure à 60-70% de saturation. Les valeurs des pH étaient normales pour un milieu d'eau douce.

Tableau IV.3 : Valeurs minima et maxima des paramètres chimiques de 4 réservoirs d'irrigation

VOIR LA PAGE 72 POUR DETAILLES

Lac	Température en °C à midi	pH	O ₂ mg/l	O ₂ % sat.	Profondeur Secchi cm.
1					
min.	26,0	7,20	5,8	81	7
max.	31,2	7,82	7,6	92	12
2					
min.	26,2	7,22	5,6	72	9
max.	31,8	8,30	7,6	106	15
3					
min.	28,5	7,55	4,9	63	7
max.	29,9	8,23	7,9	103	10
4					
min.	28,5	7,30	5,7	77	15
max.	31,7	7,89	6,5	88	40

La salinité des 4 lacs a été mesurée entre le 25 et le 29 septembre. La teneur en sel de l'eau était très faible dans tous les lacs (Tableau IV.4).

Tableau IV.4 : Salinité de 4 réservoirs d'irrigation

Lac	Teneur moyenne en sel ‰
-----	----------------------------

1	0,025
2	0,053
3	0,044
4	0,058

Macrocrustacés

Plusieurs espèces de Decapoda ont été trouvées dans la région de Richard-Toll au cours des études préparatoires menées au début du projet. Les plus nombreux étaient les *Palaemonetes africanus* que l'on trouvait en grande quantité dans toutes les nappes d'eau reliées au fleuve Sénégal. Par exemple, le Lac de

Guiers, les plaines inondables près de Rosso, Tiagar et Rong, les bras fluviaux de Djeuss et Kassack, le bras qui arrose le parc naturel de Djoudj (Canal Caïmans) et le système d'irrigation de la plantation de canne à sucre de la CSS (Figure IV.1b). Des *Caridina africana* ont été découverts dans le Lac de Guiers et le système d'irrigation. Les grands *Macrobrachium felicinum* ont également, à plusieurs reprises, été trouvés dans le système d'irrigation. Les pêcheurs ont souvent, devant nos yeux, attrapé de grands *Macrobrachium macrobrachion* dans le fleuve Sénégal.

Les résultats des bio-essais *in situ* concernant les *P. africanus* sont exposés au Tableau IV.5 (données brutes à l'Annexe IV.2). Il convient de répéter ici que le diflubenzuron n'a aucun effet à court terme sur les crevettes. Toutefois, le chlorpyrifos et le fénitrothion ont presque entièrement décimé les crevettes. La mortalité des spécimens à la station A du Lac 3 n'était que de 29% après le traitement au chlorpyrifos. Une explication plausible pourrait être que l'extrémité nord-ouest du lac n'a pas été traitée de manière adéquate. En fait, ce constat avait déjà été fait pendant le traitement. La station A était le seul endroit du lac où les crevettes vivantes ont été trouvées le lendemain matin du traitement. Néanmoins, au deuxième jour, quand le vent a soufflé en direction de ce côté du lac, toutes les crevettes ont disparu.

Les *P. africanus* morts n'ont pas été trouvés aussitôt après le traitement au chlorpyrifos mais des spécimens morts flottaient sur l'eau le lendemain matin. Après l'application du fénitrothion sur le Lac 4, on n'a pas constaté de crevettes mortes flottant sur l'eau. Aucun invertébré mort n'a été trouvé suite au traitement au diflubenzuron du Lac 2.

Trois jours avant le traitement du Lac 3 au chlorpyrifos, trois échantillons de *P. africanus* de 20 g ont été prélevés près de la station A aux fins d'analyse de l'activité cholinestérasique (Chapitre III). La valeur moyenne de R dans ces échantillons était de $9,75 \pm 0,55$ $\mu\text{g/g/mn}$ ($n=3$). R était de 8,78 $\mu\text{g/g/mn}$ pour un unique échantillon de 20 g prélevé le lendemain matin du traitement, sur le même lieu. Cette réduction de 9,9% n'est pas très dramatique.

Tableau IV.5 : Mortalité de *Palaemonetes africanus* 24 heures après les bio-essais *in situ* réalisés dans les réservoirs d'irrigation traités aux insecticides (à chaque station 5 cages contenant 10 crevettes chacune).

Lac	Traitement	Station	Mortalité Témoin		Mortalité Traitement	
			%	ET*	%	ET
2	diflubenzuron	A	2 ±	4	10 ±	12
		B	6 ±	5	2 ±	4
		C	6 ±	13	2 ±	4
3	chlorpyriphos	A	2 ±	4	28 ±	19
		B	0 ±	0	94 ±	9
		C	0 ±	0	100 ±	0
4	fénitrothion	A	-		100 ±	0
		B	4 ±	5	100 ±	0
		C	-		100 ±	0

* ET = écart type

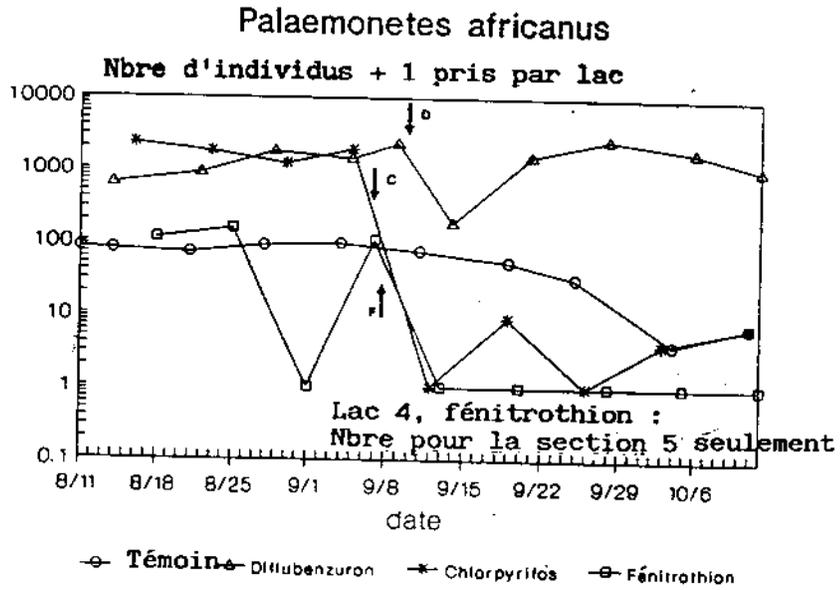
L'évolution de la densité de *Palaemonetes africanus* et de *Caridina africana* est montrée aux Figures IV.2a et 2b. La première espèce était très abondante, en particulier dans les Lacs 2 et 3. Dans le Lac 4, seule la station 5 renfermait un grand nombre de crevettes. C'est la raison pour laquelle les graphiques ne mentionnent que les données concernant cette station. Le nombre d'individus appartenant à ces deux espèces a décru dans le lac témoin, probablement à cause des opérations consistant à le vider ou à le remplir pour les besoins de l'irrigation.

Une semaine après les opérations de traitement du Lac 3 au chlorpyriphos, il n'a pas été possible d'y trouver une seule crevette. Même si l'on notait une diminution de la densité des crevettes dans le lac témoin, cette tendance était en fait plus lente et moins brutale. Après l'application du fénitrothion, la totale disparition de ces deux espèces a été constatée au niveau du Lac 4. Quelques crevettes ont parfois pu être capturées de nouveau dans le Lac 3 mais, dans ces deux lacs, aucune amorce de récupération n'a été notée dans les cinq semaines consécutives au traitement.

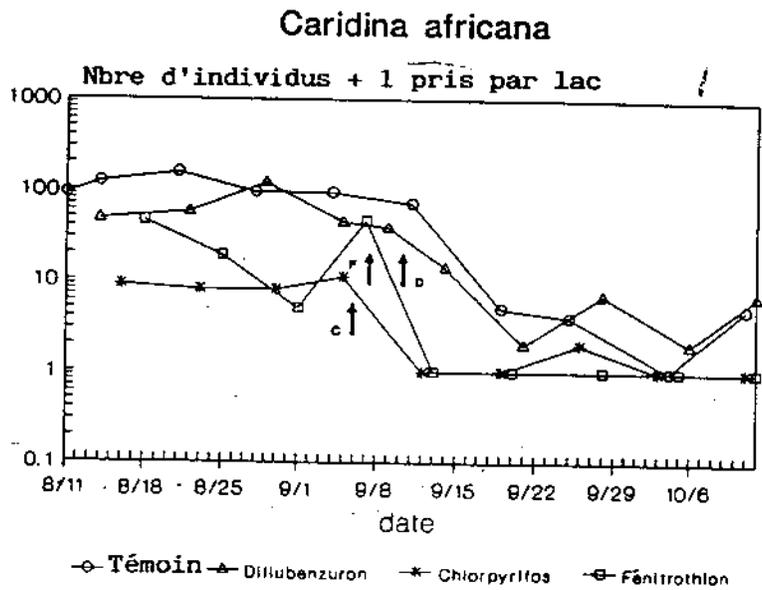
En ce qui concerne le Lac 2, les populations de *P. africanus* et de *C. africana* avaient diminué une semaine après le traitement au diflubenzuron. Deux semaines plus tard, le nombre de *P. africanus* dans le lac était revenu à son niveau de la période précédant ce traitement alors que la population du Lac 1 continuait de baisser. La densité de *C. africana* diminuait toujours, mais au même rythme que pour le Lac 1. Le Lac 2 a été vidé puis rempli à plusieurs reprises dans la semaine consécutive au traitement. Toutefois, le nombre de *C. africana* n'a pas remonté après l'application du diflubenzuron, mais la baisse de la population était du même genre que celle survenue dans le Lac 1.

Figure IV.2 : Nombre de *Palaemonetes africanus* (a) et de *Caridina africana* (b) dans 4 réservoirs d'irrigation, avant et après les traitements aux différents insecticides. Les flèches indiquent les traitements.

A



B



Zooplancton

Le nombre de Cladocera, de Cyclopoïda, de Calanoïda et d'Ostracoda dans les lacs est précisé aux Figures IV.3a, b, c et d. La période d'échantillonnage prétraitement a été malheureusement trop courte, en raison du fait que les équipements nécessaires ont été reçus trop tard.

Le nombre de Cyclopoïda et d'Ostracoda du Lac 1 est resté très peu élevé tout au long de la période témoin. Les populations de Cladocera et de Calanoïda étaient peu nombreuses au départ mais ont augmenté vers la fin du projet.

La densité des espèces zooplanctoniques du Lac 3 n'était pas importante avant l'application du chlorpyrifos. Après le traitement, le nombre d'individus de chaque groupe a augmenté. Le traitement n'a apparemment eu aucun effet sur la densité des Calanoïda et des Ostracoda. Les populations de Cladocera et de Cyclopoïda avaient diminué une semaine après le traitement mais elles se sont vite rétablies au bout d'un mois.

La quantité des ordres indiqués ci-dessus était également peu importante dans le Lac 4. La densité de tous les groupes avait plus ou moins baissé le lendemain du traitement au fénitrothion. La densité de Cladocera et d'Ostracoda est restée faible au cours des cinq semaines suivantes, tandis que la densité de Cyclopoïda et de Calanoïda s'est reconstituée dans les quatre et sept jours respectivement.

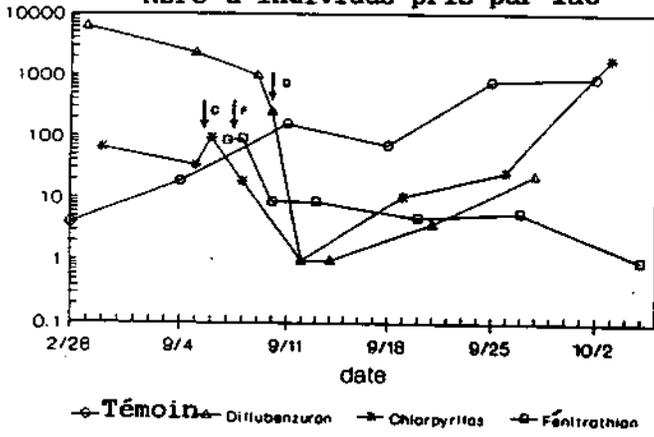
Tous les groupes d'espèces zooplanctoniques étaient très abondants avant le traitement du Lac 2, au diflubenzuron. Après le traitement, l'on a constaté une chute importante de la densité de tous les groupes. Le nombre de Cladocera a baissé de 1000 à 1 par lac en trois jours. Il ne s'est guère rétabli pendant les trois semaines suivantes. La densité de Cyclopoïda a diminué plus lentement mais seules deux individus étaient trouvés au bout de deux semaines. Un début de recolonisation a été constaté dans la troisième semaine consécutive au traitement. La population de Calanoïda avait été presque entièrement décimée en une semaine mais elle s'est lentement reconstituée. Le nombre d'Ostracoda avait baissé de quelque 85% le lendemain du traitement, quoique l'on ait noté un complet rétablissement en deux semaines.

Figure IV.3 : Densité de Cladocera (a), de Cyclopoïda (b), Calanoida (c), et d'Ostracoda (d) dans quatre réservoirs d'irrigation, avant et après les traitements aux divers insecticides. Les flèches indiquent les dates des traitements.

A

CLADOCERA

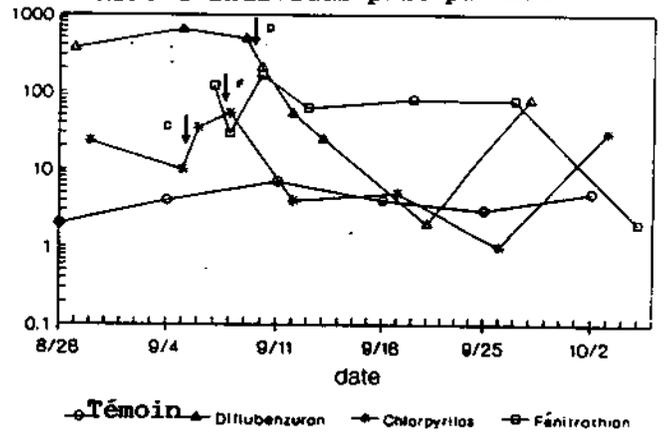
Nbre d'individus pris par lac



B

CYCLOPOIDA

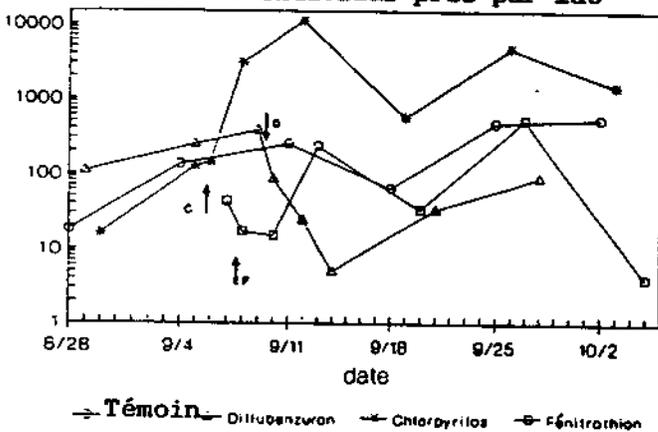
Nbre d'individus pris par lac



C

CALANOIDA

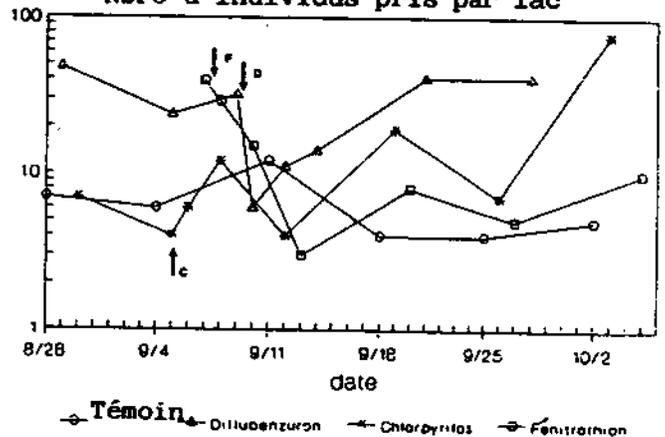
Nbre d'individus pris par lac



D

OSTRACODA

Nbre d'individus pris par lac



Insectes

Seuls cinq groupes de larves d'insectes ont été capturés en nombres suffisamment élevés pour permettre d'étudier les éventuels effets. Les densités de Baetidae, de Coenagrionidae et de Libellulidae contenues dans les différents lacs pendant la période témoin sont exposées à la Figure IV.a, b et c. Les larves de Baetidae et de Coenagrionidae ont été capturées à proximité des tiges de plantes aquatiques alors que celle de Libellulidae se trouvaient dans la couche superficielle des sédiments. Le nombre de larves de Chironomidae et de Trichoptera vivant dans les sédiments est précisé à la Figure IV. 5a et b.

La densité de toutes les larves d'insectes des lacs avait commencé à baisser avant le traitement en raison, probablement, de facteurs liés aux saisons. D'autres sites, dans les lacs, ont parfois été sondés afin de voir si l'une des espèces en voie de disparition s'y trouvait toujours en nombre important. Ce n'était pas le cas. La diminution des populations a rendu extrêmement difficile le suivi des effets des traitements sur la densité des populations de ce groupe d'invertébrés.

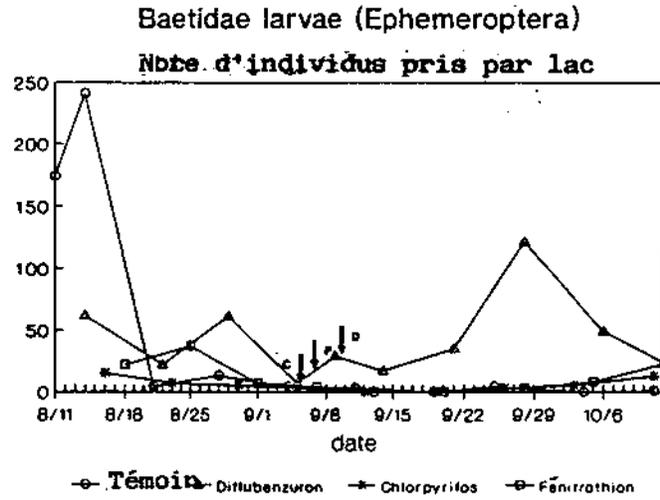
Après le traitement au chloropyriphos de Lac 3, un grand nombre d'insectes morts a été trouvé à la surface de l'eau, ces derniers comprenant un important pourcentage d'insectes terrestres. Les groupes ainsi que les espèces d'insectes aquatiques trouvés sont spécifiés au Tableau IV.6. La plupart des specimens aquatiques vivent à la surface ou près de la surface de l'eau. Il est surprenant que l'on ait pu collecter, après le traitement, des larves de Chironomidae et de Trichoptera mortes qui flottaient à la surface de l'eau. Ces espèces vivent généralement dans les sédiments.

Tableau IV.6 : Groupes et espèces d'insectes aquatiques trouvés morts à la surface d'un réservoir d'irrigation (Lac 3) après un traitement au chlorpyriphos

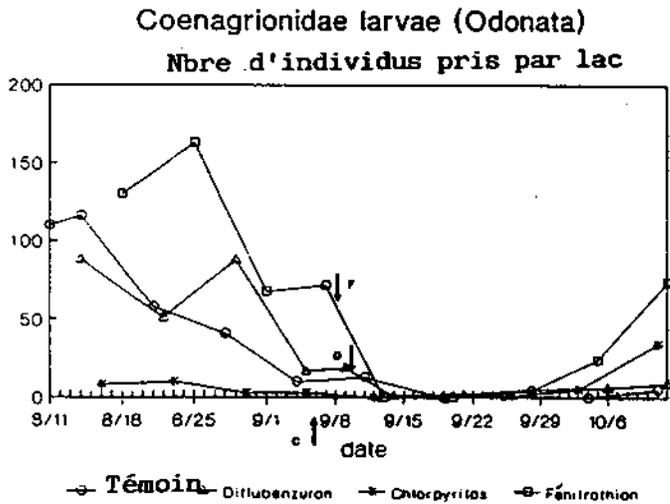
Ephemeroptera :	Larves de Baetidae
	Larves de Polymitarcidae
Diptera :	Larves de Chironomidae
Trichoptera :	Larves
Coleoptera :	Gyrinidae
	Dytiscidae : <i>Laccophilus cf</i>
	<i>evanescens</i>
	<i>Canthydrus cf koppi</i>
	d'autres non identifiées
Hemiptera :	Gerridae
	Vellidae : <i>Rhagovelia sp.</i>
	Notnonectidae
	Corixidae : <i>Micronectus sp.</i>
	Hydrometridae : <i>Hydrometra sp.</i>

Figure IV.4 : Densité des larves de Baetidae (a), Coenagrionidae (b), and Libellulidae (c) dans les reservoirs d'irrigation quatre semaines avant et cinq semaines après les applications aux divers insecticides. Les flèches indiquent les dates des traitements.

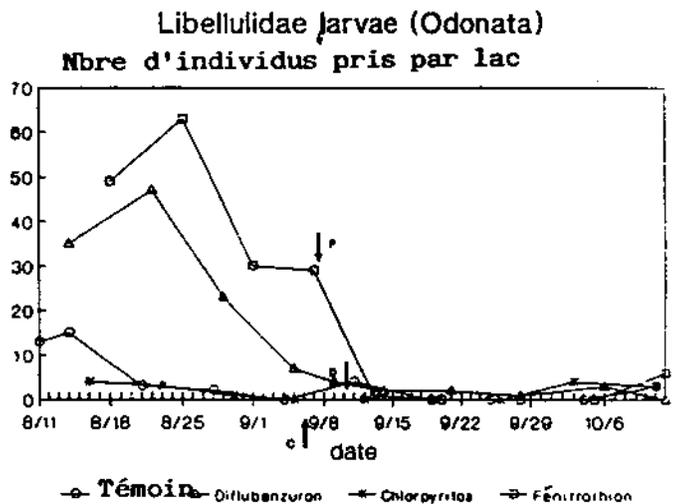
A



B



C



Comme le montrent les Figures IV.4 et IV.5, rares sont les insectes aquatiques qui ont été capturés dans le Lac 3, traité au Ochloryphos. Il a, par conséquent, été impossible de déterminer les effets du traitement sur la densité de ces groupes.

Le résultat des recherches effectuées après le traitement du Lac 4 au fénitrothion, à l'effet de collecter des insectes aquatiques morts, est présenté au Tableau IV.7. Presque la totalité des mêmes familles et espèces de Coleoptera et d'Hemiptera trouvées après le traitement au chlorpyrifos ont également été trouvées ici. Cependant, des larves de Chironomidae et de Trichoptera n'étaient pas trouvées après le traitement au fénitrothion alors qu'elles étaient très nombreuses dans le lac. Les larves de Baetidae étaient peu abondantes dans le Lac 4 (Figure IV.4a).

Tableau IV.7 : Groupes et espèces d'insectes aquatiques trouvés morts après le traitement au fénitrothion d'un réservoir d'irrigation (Lac 4).

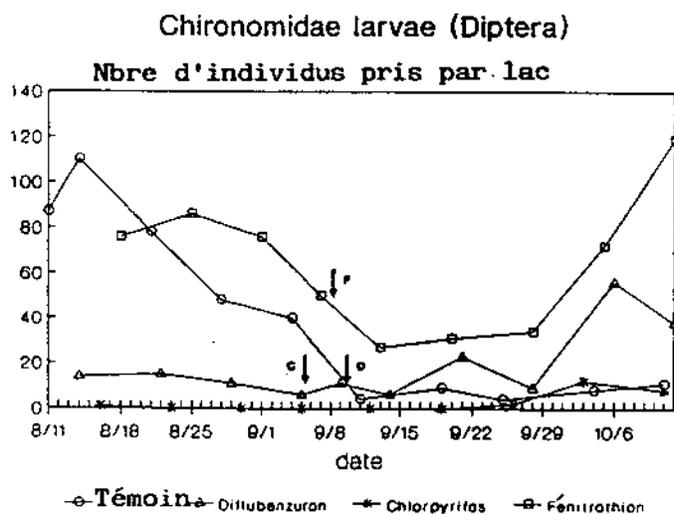
Diptera :	Larves de Culcidae
Coleoptera :	Gyrinidae
Dytiscidae :	<i>Laccophilus cf evanescens</i> <i>Conthyrus cf koppi</i>
Hemiptera :	Gerridae
	Mesovellidae
	Notonectidae
	Larves de Corixidae
	Hydrometridae : <i>Hydrometra sp.</i>
	Naucoridae

La densité des larves de Coenagrionidae évoluant librement et des larves de Libellulidae vivant au fond (toutes deux de l'ordre des Odonata) a considérablement baissé après l'application du fénitrothion (Figure IV.4a et b). Cependant, dans le Lac 1 (témoin), elles avaient déjà disparu. Cette situation a résulté en ce qu'il a été très difficile de tirer des conclusions au sujet de ces groupes. Si le Lac 1 a été utilisé de manière intensive, pendant cette période, pour des besoins d'irrigation, il n'en a pas été de même pour le Lac 4. Le processus d'éradication rapide et complet constaté n'a pas pu être entièrement causée par des facteurs liés aux saisons, même s'il ne faut pas écarter cette éventualité. Les larves de Coenagrionidae et, à un degré moindre, de Libellulidae ont réapparu au bout de 4 à 5 semaines.

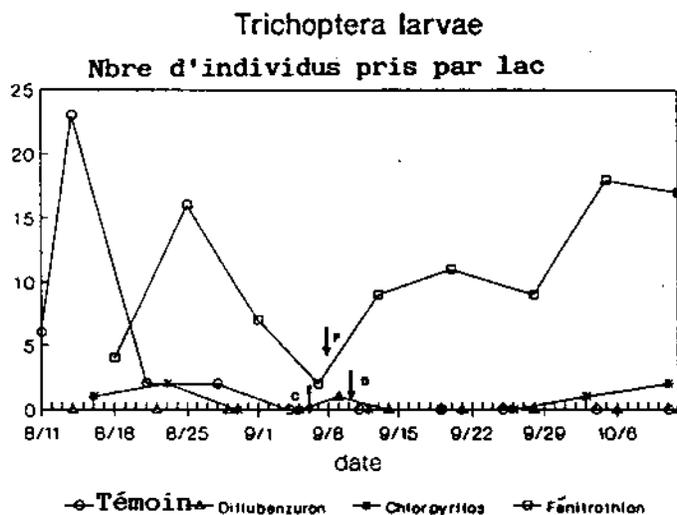
Les larves de Chironomidae et de Trichoptera dans les sédiments du Lac 4 n'ont pas été affectées par le traitement au fénitrothion. Elles sont restées abondantes tout au long de la

Figure IV.5 : Densités des larves de Chironomidae (a) et de Trichoptera (b) dans les reservoirs d'irrigation quatre semaines avant et cinq semaines après les applications aux divers insecticides. Les flèches indiquent les dates des traitements.

A



B



période témoin et ont même augmenté peu après l'application du pesticide. Leur nombre a rapidement décru au cours des premières semaines dans les lacs témoin. On peut donc en conclure que l'application du fénitrothion n'a pas eu d'effet significatif sur ces deux groupes de larves.

Aucun insecte aquatique mort n'a été trouvé à la surface du Lac 2 après l'application du diflubenzuron. En fait, ce produit n'était pas très toxique pour l'entomofaune aquatique.

La Figure IV.4a montre que le nombre de larves de Baetidae a augmenté dans le Lac 2 après le traitement au diflubenzuron. Elles avaient complètement disparu du lac témoin. Au moment du traitement, les larves de Coenagrionidae et de Libellulidae n'étaient plus nombreuses. C'est pourquoi la seule conclusion que l'on a pu tirer au sujet des larves d'insectes évoluant librement est que les Baetidae n'ont pas été affectés.

Quelques larves de Chironomidae sont restées présentes dans le Lac 2 tout au long de la période de surveillance. Leur densité a connu de faibles modifications jusqu'aux deux dernières semaines où elle a augmenté. Les larves de Trichoptera étaient très rares dans le Lac 2.

Mares temporaires de la savane

Au cours de l'échantillonnage des mares temporaires des environs de l'aérodrome de Richard-Toll, opération menée au début de la saison des pluies, l'on a trouvé de grandes quantités de Branchiopoda du genre *Triops* sp. et *Branchinella chudeaui*. Deux semaines après ces derniers étaient toujours nombreux alors que les *Triops* avaient disparu, très probablement après avoir achevé leur cycle de vie. Leurs carapaces ont été retrouvées sur les bords des mares.

Les mares suivis à la fin de la saison des pluies renfermaient tous un grand nombre de Notonectidae, d'imagos d'*Eretes sticticus* (Coleoptera), de larves de Chironomidae et d'un Branchiopoda plus petit, *Streptocephalus cf vitreus*. Dans la plupart des mares, de grandes espèces d'*Hydrophilus cf senegalensis* (Coleoptera) et de *Nepa* sp. (Hemiptera) ont été trouvées. L'un des mares de la Parcelle G contenait un nombre important d'Ostracoda de taille relativement grande. Cette étude n'avait pas été mise au point afin de répondre à toutes les questions relatives aux éventuels effets des traitements expérimentaux de pesticides dans la région.

Discussion

Chlorpyrifos

Le chlorpyrifos est, en général, réputé avoir un haut degré de toxicité pour la faune aquatique, notamment pour les arthropodes (Mulla et al., 1979 ; U.S. EPA, 1987 ; Madder, 1977). Cette toxicité a également été relevée après l'application, sur le Lac 3, de chlorpyrifos à 337,5 g m.a./ha, alors que tous les grands arthropodes, auparavant très nombreux,

avaient disparu pour un minimum d'au moins une semaine. La concentration nominale de chlorpyrifos dans le Lac 3 était estimée, aussitôt après le traitement, à une valeur située entre 17 et 70 µg/l.

Macrocrustacés

Les CL50-24h de chlorpyrifos pour la crevette *Palaemonetes pugio*, déterminés par Hansen et al. (1973) étaient de 3,2 µg/l. La mortalité de 100% observée pour *Palaemonetes africanus* et *Caridina africana* est en accord avec la sensibilité de ces espèces.

Ludwig et al., n'ont découvert aucun effet sur les *Palaemonetes pugio* et les crevettes brunes, *Penaeus aztecus*, après qu'un marais salant ait été traité au chlorpyrifos à 28 g m.a./ha. Cependant, les populations de ces deux espèces ont diminué lorsque la dose a atteint 56 g m.a./ha.

D'autres macrocrustacés tels que les Amphipoda sont très sensibles aussi au chlorpyrifos. Les CL50-48h pour *Hyalella azteca* sont inférieurs à 0,5 µg/l (U.S. EPA, 1987). Les TL50-24H et TL50-96H pour *Gammarus fasciatus* étaient de 5,6 et 0,32 µg/l respectivement (Sanders, 1972). *Gammarus pulex* exposé à 0,05-0,1 µg/l chlorpyrifos pendant une heure a connu des taux de mortalité de 90-95% après 24 heures (Muirhead-Thomson, 1978a). Cette même espèce s'est révélée l'invertébrée la plus sensible au cours des applications expérimentales de chlorpyrifos sur les fleuves (Muirhead-Thomson, 1978a).

Zooplancton

Le traitement au chlorpyrifos du Lac 3 n'a apparemment pas eu de grave effet sur le zooplancton. Seules les populations de Cladocera et de Cyclopoïda ont enregistré une vraisemblable baisse temporaire.

Hughes et al. (1980) ont mis le zooplancton des mares artificiels au chlorpyrifos à une concentration de 10 µg/l. Les populations de Cladocera et de Cyclopoïda ont presque été réduites à néant et cela pendant plus de 20 jours.

Ali et Mulla (1978a) ont noté une importante réduction des Cladocera après l'application de chlorpyrifos à 220 g m.a./ha sur les bras de fleuves naturels mais ils n'ont constaté aucun effet sur les Cyclopoïda. Quelques espèces de Cladocera se sont reconstituées dans un délai de deux semaines, d'autres n'ont pas récupéré du tout.

Hurlbert et al. (1970) ont étudié les effets des différents traitements au chlorpyrifos sur les mares naturels. *Moina micrura* (Cladocera) et *Cyclops vernalis* (Cyclopoïda) ont été affectés par les traitements à 11,2 g m.a./ha et à des doses plus élevées. Après les traitements réalisés avec des doses équivalents ou supérieurs à 112 g m.a., aucune tendance à la récupération n'a été observée pour ces espèces pendant un mois. *Diaptomus pallidus*, (Calanoïda), a supporté sans aucun mal des dosages égaux ou inférieurs à 112 g m.a./ha. Les mêmes espèces

de *Moina* et de *Cyclops* ont subi des taux élevés de mortalité après traitement des mares naturels à l'aide de dosages de 28 et 280 g m.a./ha (Hurlbert et al., 1972). Les délais de récupération de ces mares varient de 1 à 3 semaines, pour ceux traités à faible dose, et de 3 à 6 semaines pour ceux traités à dose concentrée.

Les effets du chlorpyrifos sur le zooplancton du Lac 3 étaient moins graves que ceux attendus après consultation des données bibliographiques disponibles. Cela est peut-être dû au fait que le chlorpyrifos se dégraderait et disparaîtrait plus rapidement dans un milieu tropical (ex : haute température et luminosité). Il est également possible que les espèces tropicales réagissent d'une manière différente au chlorpyrifos.

Insectes aquatiques

Le traitement du Lac 3 au chlorpyrifos a été à l'origine d'une très importante mortalité chez différents insectes aquatiques. Peu après l'application, les animaux morts flottaient à la surface de l'eau. Toutefois, les densités mesurées étaient trop insuffisantes pour qu'elles puissent permettre de déterminer les effets à long terme.

Les effets secondaires du chlorpyrifos ont été testés aux Etats-Unis où il avait été utilisé pour lutter contre les moustiques (Mulla et al., 1971 ; Mulla et al., 1973 ; Ali et Mulla, 1977). Le dosage recommandé pour les moustiques est de 28 à 112 g m.a./ha (Mulla et al., 1979). La dose de 337,5 g m.a./ha appliqué au Lac 3 a tué les larves de Chironomidae dans les sédiments. Les spécimens morts flottaient en surface.

Hurlbert et al. (1972) ont traité les mares d'eau douce au chlorpyrifos à 28 et 280 g m.a./ha. Les traitements ont plus touché les insectes prédateurs (Notonectidae, Dytiscidae, Coenagrionidae, larves d'Hydrophilidae) que les insectes herbivores (Corixidae, Baetidae, Hydrophilidae adultes). Les populations d'insectes prédateurs ont généralement été plus lentes à se reconstituer (plus de 5 semaines) que les populations d'herbivores (moins de 5 semaines). Lorsque le chlorpyrifos à 28 g m.a./ha a été appliqué à un marais salant, il n'a été constaté aucune altération de la densité des insectes aquatiques dominants (Campbell et Denno, 1976).

Fénitrothion

Après application de fénitrothion à 550 g m.a./ha sur le Lac 4, l'on a estimé les concentrations entre 25,5 et 110 µg/l immédiatement après le traitement.

Macrocrustacés

Le traitement a complètement éradiqué les populations de crevettes *Palaemonetes africanus* et *Caridina africana*. Ce constat est conforme aux CL50-96H connus pour le cas de la crevette *Palaemon paucidens* (2,2 µg/l ; Takimoto et al., 1987). Cette valeur est beaucoup moins élevée que la

concentration nominale dans le lac. Les CL50-96H pour l'ampiphode *Gammarus pseudolimneus* étaient également très bas (4,3-8,8 µg/l ; Woodward et Mauck 1980). La même valeur pour une crevette plus grosse, *Macrobrachium lamerii*, était de ± 40 µg/l (Sarojini et al., 1986).

Zooplancton

Le traitement du Lac 4 a probablement eu : 1) un effet à court terme sur tous les importants groupes de zooplancton et ; 2) un effet à moyen terme sur les Cladocera et les Ostracoda. Les seules références auxquelles il est possible de comparer ces résultats sont les CL50-96H et CE50-24H pour les *Daphnia magna* (Cladocera) donnés par Le Blanc (1984) et Takimota et al. (1987), et qui sont de 11 et de 1,6 µg/l, respectivement. Ces valeurs sont beaucoup plus faibles que la concentration nominale dans le Lac 4.

Insectes aquatiques

Le traitement du Lac 4 a affecté les insectes de surface et, probablement, la densité des larves de Coenagrionidae et de Libellulidae. Les larves de Chironomidae et de Trichoptera qui vivent dans les sédiments n'ont pas été touchées. Les renseignements disponibles concernant les effets du fénitrothion sur les insectes aquatiques des eaux stagnantes sont peu consistants. Les applications sur les rivières ont eu des effets sur la dérive et sur les densités de différentes espèces d'insectes (Eidt, 1981 ; Morrison et Wells, 1981).

Diflubenzuron

L'inhibiteur de croissance qu'est le diflubenzuron a été appliqué sur le Lac 2 à un dosage de 35,2 g m.a./ha. Les concentrations initiales qui en ont résulté sont estimées entre 3,5 et 7 µg/l.

Les effets secondaires du diflubenzuron sur la faune aquatique ont été évalués de manière approfondie par Gijswijt (1979), Mulla et al., (1979), Raven (1987) et Cunningham (1986). Le diflubenzuron a généralement été jugé moins toxique que les autres composés tels que les carbamates, les organophosphorés et les pyréthriinoïdes.

Les macrocrustacés

Palaemonetes africanus n'a pas connu une mortalité aiguë à l'issue des bio-essais *in situ* sur le Lac 2. La densité était plus faible une semaine après le traitement, mais cela était vraisemblablement dû aux rapides changements du niveau d'eau du lac.

Les CL50-96H pour les *Palaemonetes pugio* adultes étaient, dans les tests de laboratoire, de 640 µg/l (Petrocelli, 1975), ce qui est de loin supérieur aux concentrations nominales dans le lac. Toutefois, Touart et Ranga Rao (1987) ont montré que certains stades du *P. pugio* adulte n'ayant pas encore mué ont

été affectés par les doses aussi insignifiantes que 1,1 µg/l. Les effets mortels sur les larves de *P. pugio* sont également réputés survenir à des concentrations se situant aux alentours de 1 µg/l (Wilson et Costlow, 1986). La photo-réponse des larves de *P. pugio* a été affectée par des concentrations aussi faibles que 0,3 µg/l (Wilson et Costlow, 1985). Au cours des applications expérimentales sur les petits mares, il a été constaté une forte mortalité de *P. pugio* traité au diflubenzuron à 44,8 ou 112 ou 224 g m.a./ha (Mc Alonan, 1976).

La mortalité de l'amphipode *Hyaella azteca* en laboratoire était importante, à 2,0 µg/l (Nebeker et al., 1983). Sur le terrain, les populations de cette espèce ont été affectées à des doses de 28, 220 et 280 g m.a./ha (Farlow et al., 1978 ; Ali et Mulla 1978a et b).

Zooplancton

Le zooplancton était le seul groupe d'organismes aquatique ayant été sérieusement affecté après traitement du Lac 2 au diflubenzuron. La disparition des populations de Cladocera et de Cyclopoïda a duré plus longtemps que celle des populations de Calanoïda et d'Ostracoda.

En laboratoire, *Daphnia magna* juvénile (Cladocera) a subi une forte mortalité après 48 heures d'exposition au diflubenzuron à 2 µg/l (Nebeker et al., 1983). Pour les autres tests, les CL-CL50-48H pour *Daphnia* sp. et *Moina* sp. étaient de 1,5 µg/l (Miura et Takahashi, 1974).

Dans les eaux extérieures, Miura et Takahashi (1974) ont noté une diminution des populations de *Daphnia* sp. et de *Moina* sp. (Cladocera), de *Cyclops* sp. (Cyclopoïda) et *Diaptomus* sp. (Calanoïda) pour une concentration de diflubenzuron à 5 µg/l. Les deux premières espèces se sont reconstituées plus lentement (21 jours) que les deux dernières.

Ali et Mulla (1978a) ont traité des lacs naturels au diflubenzuron à 110 et 220 g m.a./ha. Les populations de deux espèces *Daphnia* (Cladocera) et d'un Calanoïda, *Diaptomus* sp., ont baissé alors qu'un autre Cladocera *Bosmina longirostris*, ainsi que les Cyclopoïda *Cyclops* sp. toléraient le diflubenzuron. La plupart des espèces affectées se sont reconstituées au bout d'une à quatre semaines. Les effets sur le zooplancton observés par Ali et Mulla (1978b) se sont révélés plus dévastateurs après traitement d'un lac à 156 g m.a./ha. Tous les groupes avaient été éradiqués en une semaine et la récupération a été très lente (11 semaines à 6 mois pour les différents groupes). Kingsbury et al. (1987) ont traité deux lacs au diflubenzuron. Les concentrations initiales dans l'eau de ces lacs étaient de 5,9 et 13,8 µg/l. Les deux traitements ont considérablement réduit, en une semaine, la densité des populations de Cladocera et de Copepoda. La récupération des colonies a pris de 3 semaines à 2 mois, les Copepoda se récupérant plus rapidement que les Cladocera.

Insectes aquatiques

Les importantes populations d'insectes aquatiques (Baetidae et larves de Chironomidae) du Lac 2 n'ont pas souffert du traitement au diflubenzuron.

En laboratoire, les larves d'insectes aquatiques étaient plus sensibles au diflubenzuron que les imagos (Miura et Takahashi, 1974, Nebeker et al., 1983). Ali et Mulla (1977) ont appliqué du diflubenzuron à 110 et 220 g m.a./ha sur les bras d'un lac, pour lutter contre les moustiques. L'éclosion des larves de moustiques a été arrêtée par les traitements pour une période de 3-5 semaines.

Les populations de *Caenis* sp. ont été réduites de 99% par des applications à 156 g m.a./ha, quoiqu'elles se reconstituèrent en quatre à six semaines (Ali et Mulla, 1978a). Les applications suivantes, sur un marais, de diflubenzuron à 28 g m.a./ha ont réduit les populations de nymphes de Corixidae, de Notonectidae, de naïades de Coenagrionidae et d'imagos d'Hydrophilidae, mais elles n'ont eu aucun effet sur les imagos de Dystiscidae, de Mesovellidae, de Corixidae, les naïades de Baetidae et de Caenidae et les larves de Dystiscidae et de Chironomidae (Farlow et al., 1978).

D'ordinaire, le zooplancton constitue le groupe d'organismes aquatiques le plus sensible au diflubenzuron. Cette réalité a été confirmée par les effets observés au Lac 2. La documentation existante révèle que les effets nocifs sur les autres groupes d'organismes aquatiques sont généralement dus à l'utilisation de doses plus élevées que celles utilisées pour le Lac 2.

Récapitulation des résultats

Le Tableau IV.8 récapitule brièvement les effets observés suite à l'utilisation de ces trois insecticides.

Les résultats peuvent permettre de conclure que le chlorpyrifos et le fénitrothion ont un impact considérable sur les invertébrés aquatiques lorsqu'ils sont utilisés à des doses opérationnelles pour la lutte antiacridienne. En conséquence, ces composés ne devraient pas être utilisés en des endroits renfermant d'importantes réserves d'eau, en particulier lorsque ces dernières abritent des macrocrustacés. Il convient également de faire preuve de beaucoup de prudence, à cause des risques de contamination, quand des surfaces jouxtant de petites réserves d'eau sont traitées au chlorpyrifos et au fénitrothion, et cela, même si les effets de ces pesticides sur les marais et les mares temporaires de la savane n'ont pas encore été étudiés.

Quoique les effets des traitements au diflubenzuron soient moins nuisibles aux macroinvertébrés aquatiques, ils sont toujours dangereux pour les populations de zooplancton. Cependant, le diflubenzuron doit être préféré au chlorpyrifos et au fénitrothion quand il s'agit de traiter les surfaces situées à proximité de l'eau. A ce sujet, il faut néanmoins se montrer très prudent car une diminution du zooplancton à long terme peut entraîner un rapide développement des algues.

Tableau IV.8 : Récapitulation des effets de trois pesticides après les traitements sur les réservoirs d'irrigation

Effet :	CHLORPYRIPHOS		FENITROTHION		DIFLUBENZURON	
	CD	MD	CD	MD	CD	MD
INSECTES AQUATIQUES :						
MACROCRUSTACES						
Decapoda :						
<i>Palaemonetes africanus</i>	+	+	+	+	-	-
<i>Caridina africana</i>	+	+	+	+	-	-
ZOOPLANCTON						
Branchiopoda :						
Cladocera	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Copepoda :						
Cyclopoïda	(+)	(+)	(+)	-	(+)	(+)
Calanoïda	-	-	(+)	-	(+)	(+)
Ostracoda	-	-	(+)	(+)	(+)	-
INSECTES AQUATIQUES						
Ephemeroptera :						
Larves de Baetidae	+	0	0	0	-	-
Larves de Caenidae	+	0	0	0	0	0
L. de Polymitarcidae	+	0	0	0	0	0
CD = effet de courte durée (0 à 1 semaine)			+ = effet nuisible			
			- = pas d'effet nuisible			
MD = effet de moyenne durée (1-5 semaines)			(+)= traces d'effet nuisible			
			0 = absence de données			

Tableau IV.8 : suite.

Effet :	CHLORPYRIPHOS		FENITROTHION		DIFLUBENZURON	
	CD	MD	CD	MD	CD	MD
INSECTES AQUATIQUES :						
Ordonata :						
L. de Coenagrionidae	0	0	(+)	(+)	0	0
Larves de Libellulidae	0	0	(+)	(+)	0	0
Diptera :						
L. de Chironomidae	+	0	-	-	-	-
Larves de Culcidae	0	0	+	0	0	0
Trichoptera :						
Larves	+	0	-	-	0	0
Coleoptera :						
Gyrinidae	+	0	+	0	0	0
Dytiscidae :						
<i>Laccophilus</i>						
<i>cf evanescens</i>	+	0	+	0	0	0
<i>Canthydrus</i>						
<i>cf koppi</i>	+	0	+	0	0	0
Hemiptera:						
Gerridae	+	0	+	0	0	0
Vellidae:						
<i>Rhagovelia sp.</i>	+	0	0	0	0	0
Mesovellidae	0	0	+	0	0	0
Notomectidae	+	0	+	0	0	0
Naucoridae	0	0	+	0	0	0
Corixidae:						
larves	0	0	+	0	0	0
<i>Micronectus sp.</i>	+	0	0	0	0	0
Hydrometridae:						
<i>Hydrometra sp.</i>	+	0	+	0	0	0

CD = effet de courte durée
(0 à 1 semaine)

+ = effet nuisible
- = pas d'effet nuisible

MD = effet de moyenne durée
(1-5 semaines)

(+) = traces d'effet nuisible
0 = absence de données

Recommandations

Sujets pour des recherches futures :

1. Sélection des organismes aquatiques appropriés pour les programmes de suivi sur le terrain (indicateurs)
2. Extension de la recherche à d'autres types d'habitats aquatiques qui sont menacés par les opérations de lutte antiacridienne
3. Suivi des effets des campagnes de lutte antiacridienne
4. Elaboration des bio-essais en laboratoire réalisés sur des organismes aquatiques en vue d'évaluer la toxicité des différents insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne

ad 1)

Faire le suivi de nombreuses espèces aquatiques au moyen d'importantes études sur le terrain prend beaucoup de temps. C'est pourquoi les espèces-indicatrices doivent être choisies avec soin. Elles doivent être sensibles aux insecticides et représentatives de la zone du Sahel et des différents niveaux alimentaires des écosystèmes aquatiques concernés.

ad 2)

A ce jour, les effets des opérations de lutte antiacridienne n'ont été étudiés que pour ce qui concerne les complexes fluviaux. Dans le Sahel cependant, différents types d'habitats aquatiques sont trouvés.

Etant donné que les applications d'insecticides antiacridiens se font en général dans des zones sèches du type savane, pendant la saison des pluies, il serait très intéressant d'examiner l'impact de ces opérations sur les mares temporaires de la savane. Une étude rapide a permis de trouver un grand nombre d'invertébrés dans ces mares. Cette faune est différente de celle des réservoirs d'irrigation. La sensibilité de ces organismes peut être différente. *Triops* sp., par exemple, est 1000 fois plus sensible au diflubenzuron que la crevette *Palaemonetes pugio* (Miura et Takahashi, 1974 ; Petrocelli 1975). Les Branchiopoda éphémères tels que *Triops* sp. ont des cycles de reproduction très courts qui sont provoqués par la présence d'eau, après une diapause (parfois pluri-annuelle). Ces populations isolées peuvent être éliminées par l'application de pesticides à une étape sensible du cycle.

Les fonctions écologiques de ces mares sont très peu

connues, mais les espèces aquatiques qu'elles renferment peuvent servir d'importante source d'alimentation pour un grand nombre d'animaux prédateurs de la savane, notamment pour les oiseaux.

Les marais (Delta intérieur du Niger, Mali), les mangroves (Sine Saloum, Sénégal) et les plaines inondables du fleuve Niger sont des biotopes ayant un très grand intérêt.

ad 3)

La validité des résultats obtenus au cours des essais sur le terrain doit être vérifié afin d'étudier les effets pendant des opérations de lutte anti-acridienne. Un moyen d'y arriver est le suivi de l'environnement aquatique pendant les traitements anti-acridiens.

ad 4)

Les bio-essais en laboratoire sont une méthode appropriée et facile pour une vérification préliminaire de la toxicité des différents nouveaux insecticides pour les organismes aquatiques. Les données recueillies peuvent contribuer au choix des insecticides à utiliser pendant les recherches à mener, plus tard, dans des conditions opérationnelles ou semi-opérationnelles. Les tests devront être effectués avec les espèces aquatiques se sont révélées les plus sensibles pendant les essais sur le terrain (espèces-indicatrices).

La crevette d'eau douce *Caridina africana* (Atyidae) peut être intéressante pour les bio-essais. Ce Decapoda peuple un certain nombre d'habitats aquatiques dans toute la zone africaine intertropicale. Il s'est révélé très sensible à différents types d'insecticides. La mise au point d'un bio-essai type avec ces espèces serait utile à la lutte antiacridienne ; il en serait de même pour les autres programmes de lutte mettant en danger les écosystèmes aquatiques (ex : Programmes de l'OMS pour la lutte contre l'onchocercose et la mouche tsé-tsé).

Remerciements

L'auteur souhaiterait remercier les personnes ci-après pour avoir contribué aux recherches et à l'élaboration du présent rapport : M. E. Letur et M. Hudson de la Compagnie Sucrière Sénégalaise à Richard-Toll, Dr. Ph Cecchi de l'ORSTOM Dakar, Dr. Holthuis du Rijksmuseum van Natuurlijke Historie de Leiden (Pays-Bas), Dr. R. Suykerbryk, Dr. J. Cuppen et Dr. R. Roijackers de l'Université Agronomique de Wageningen (Pays Bas), Dr. J. Ellis et Dr. G. Boxhall du British Museum de Londres (Grande Bretagne), R. Evers et L. Kuipers de Duphar B.V. (Pays Bas), Mme A. vd Velden et Mlle M. Moradell Casellas. Ma profonde gratitude va également à nos dévoués assistants en matière aquatique : Mandiaye, Alioune et Amadou.

Références

- Ali A & MS Mulla (1977) The IGR diflubenzuron and organophosphorus insecticides against nuisance midges in man-made residential recreational lakes. *J Econ Entom* 70 (5): 571-577
- Ali A & MS Mulla (1978a) Impact of the insect growth regulator diflubenzuron on invertebrates in a residential-recreational lake. *Arch Environm Contam Toxicol* 7: 483-491
- Ali A & MS Mulla (1978b) Effects of chironomid larvicides and diflubenzuron on nontarget invertebrates in residential-recreational lakes. *Ann Entom Soc America* 71 (1): 21-27
- Campbell BC & RF Denno (1976) The effect of temephos and chlorpyrifos on the aquatic insect community of a New Jersey salt marsh. *Environm Entom* 5 (3): 477-483
- Cunningham PA (1986) A review of toxicity testing and degradation studies used to predict the effects of diflubenzuron (Dimilin) on estuarine crustaceans. *Environm Poll (Series A)* 40: 63-86
- Eidt DC (1981) Recovery of aquatic arthropod populations in a woodland stream after depletion by fenitrothion treatment. *The Canadian Entomologist* 113: 303-313
- Everts JW & JH Koeman (1987) The ecological impact of insecticides in connection to the control of tsetse flies in Africa: a review. In: *Proc of the CEC Int Symp/Ispra 4-6 March 1986*, R Cavalloro (ed), AA Balkema/ Rotterdam/ Brookfield
- Farlow JE, TP Breaud, CD Steelman & PE Schilling (1978) Effects of the insect growth regulator diflubenzuron on non-target aquatic populations in a Louisiana intermediate marsh. *Environm Entom* 7 (2): 199-204
- Gijswijt MJ (1979) Side effects of diflubenzuron on aquatic organisms. A review of reports and publications. Philips-Duphar BV, Amsterdam, The Netherlands, Rep.nr. 56635/8/1979/MJG/ybz
- Hansen DJ, SC Schimmel & JM Keltner jr (1973) Avoidance of pesticides by grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) *Bull Environm Contam Toxicol* 9 (3): 129-133
- Hughes DN, MG Boyer, MH Papst & CD Boyle (1980) Persistence of three organophosphorus insecticides in artificial ponds and some biological implications. *Arch Environm Contam Toxicol* 9: 269-279
- Hurlbert SH, MS Mulla, JO Keith, WE Westlake and ME Düsck (1970) Biological effects and persistence of Dursban in freshwater ponds. *J Econ Entom* 63 (1): 43-53
- Hurlbert SH, MS Mulla & HR Willson (1972) Effects of an organophosphorus insecticide on the phytoplankton, zooplankton and insect populations of fresh-water ponds. *Ecol Monogr* 42 (2): 269-299
- Kingsbury P, KMS Sundaram, S Holmes, R Nott & D Kreutzweiser (1987) Aquatic fate and impact studies with Dimilin. Forest Pest Managem. Inst., Can. Forestry Service, Sault Ste. Marie, Ontario, Canada. File rep. nr. 78

- Lahr J & JW Everts (1989) Evaluation of the short- and medium-term effects of weekly permethrin and carbosulfan larviciding on *Caridina africana* (Athyidae) in the Kan river, Ivory Coast. WHO ref. 08/181/115.
- LeBlanc GA (1984) Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Environ Toxicol Chem* 3: 47-60
- Levêque C (1989) The use of insecticides In th Onchocerciasis Control Programme and aquatic monitoring in West Africa. In: *Ecotoxicology and climate*, Bourdeau *et al.* (eds), Scope 38, Wiley and sons Ltd, New York
- Ludwig PD, HJ Dishburger, JC McNeill IV, WO Miller & JR Rice (1968) Biological effects and persistence of Dursban insecticide in a salt-marsh habitat. *J Econ Entom* 61 (3): 626-633
- Madder DJ (1977) The disappearance from, efficacy in and effect on non-target organisms of diflubezuron, methoprene and chlorpyrifos in a lentic ecosystem. MSc Thesis, Dept of Entom, University of Manitoba, Canada.
- McAlonan WG (1976) Effects of two insect growth regulators on some selected saltmarsh non-target organisms. MSc Thesis, University of Delaware, USA.
- Miura T & RM Takahashi (1974) Insect developmental inhibitors. Effects of candidate mosquito control agents on nontarget aquatic organisms. *Environm Entom* 3 (4): 631-636
- Morrison BRS & DE Wells (1981) The fate of fenitrothion in a stream environment and its effect on the fauna, following aerial spraying of a Scottish forest. *Sci Tot Environm* 19: 233-252
- Muirhead-Thomson RC (1978a) Relative susceptibility of stream macroinvertebrates to temephos and chlorpyrifos, determined in laboratory continuous-flow systems. *Arch Environm Contam Toxicol* 7: 129-137
- Muirhead-Thomson RC (1978b) Lethal and behavioral impact of chlorpyrifos methyl and temephos on select stream macroinvertebrates: experimental studies on downstream drift. *Arch Environm Contam Toxicol* 7: 139-147
- Mulla MS, RL Norland, DM Fanara, HA Darwazeh & DW McKean (1971) Control of chironomid midges in Recreational lakes. *J Econ Entom* 64 (1): 300-307
- Mulla MS, RL Norland, WE Westlake, B Dell & J St. Amant (1973) Aquatic midge larvicides, Their efficacy and residues in water, soil, and fish in a warm-water lake. *Environm Entom* 2 (1): 58-65
- Mulla MS, G Majori & AA Arata (1979) Impact of biological and chemical mosquito control agents on nontarget biota in aquatic ecosystems. *Res Rev* 71: 121-173
- Nebeker AV, Ph McKinney & MA Cairns (1983) Acute and chronic effects of diflubenzuron (Dimilin) on freshwater fish and invertebrates. *Environm Toxicol Chem* 2: 329-336
- Petrocelli SR (1975) The acute and subchronic toxicity of R-20458, Altosid and TH-6040 to the grass shrimp *Palaemonetes pugio*. Rep. EG & G Bionomics, Pensacola, Florida, USA

Raven CW (1987) Dimilin in forestry. Summaries on non-target aquatic invertebrates and residues. Philips-Duphar BV, Amsterdam, The Netherlands, Rep.nr. 56683/02/1987.

Sanders HO (1972) Toxicity of some insecticides to four species of malacostracan crustaceans. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Washington DC, USA, Technical Paper nr. 66.

Sarojini RR Nagabushanam & Sr A Mary (1986) Effect of fenitrothion on reproduction of the freshwater prawn *Macrobrachium lamerii*. *Ecotoxicol Environm Safety* 11: 243-250

Takimoto Y, M Oshima & J Miyamoto (1987) Comparative metabolism of fenitrothion in aquatic organisms. III. Metabolism in the crustaceans *Daphnia pulex* and *Palaemon paucidens*. *Ecotoxicol Environm Safety* 13: 126-134

Touart LW & KR Rao (1987) Influence of diflubenzuron on survival, molting, and limb generation in the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. In: Pollution ecology of estuarine organisms. WB Vernberg, A Calabrese, FP Thurberg and FJ Vernberg (eds), Univ of South Carolina Press

US EPA (1987) The effects of chlorpyrifos on a natural aquatic system: A research design for littoral Enclosure Studies and preliminary data report. Rep US EPA Environm Res Lab Duluth, Pesticide Res Branch

Wilson JE, RB Forward jr & JD Costlow (1985) Effects of embryonic exposure to sublethal concentrations of Dimilin on the photobehavior of grass shrimp larvae. In: Marine Pollution and Physiology: Recent Advances. FJ Vernberg, FP Thurberg, A Calabrese and W Vernberg (eds), The Belle W. Baruch Library in Marine Science nr.13, Univ of South Carolina Press

Wilson JEH & JD Costlow (1986) Comparative toxicity of two Dimilin formulations to the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Bull Environm Contam Toxicol* 36: 858-865

Woodward DF & WL Mauck (1980) Toxicity of five forest insecticides to cutthroat trout and two species of aquatic invertebrates. *Bull Environm Contam Toxicol* 25: 846-853

Introduction

Les objectifs de l'étude sont indiqués ci-après :

1. Sélectionner, dans le delta, les sites propres à servir de cadre aux opérations de suivi des poissons. Il convient de prêter attention aussi bien aux eaux courantes qu'aux eaux dormantes. Une distinction doit être établie entre les réserves d'eau temporaires et les réserves d'eau permanentes, les sites de témoignage appropriés doivent également être identifiés. En raison des contraintes imposées par le transport, il importe que les zones de suivi soient, autant que faire se peut, adaptées au programme des autres membres de l'équipe.
2. Elaborer un programme de travail approprié pour étudier les effets secondaires des traitements sur les espèces de poissons sélectionnées. D'importantes espèces ayant un intérêt économique ou de loisir, des espèces ou des classes d'âge sensibles, et des individus représentant différentes chaînes alimentaires (en particulier des espèces qui se nourrissent du sédiment et des prédateurs trouvant leur nourriture au fond de l'eau) doivent, surtout lorsqu'ils sont abondants, constituer les paramètres de base de la sélection.
3. Evaluer qualitativement et, si possible, semi-quantitativement (culture sur pied) les populations de poissons sélectionnées. Identifier les effets à court terme des épandages sur la mortalité des poissons, les indications pathologiques, les changements manifestes de comportement, le contenu des intestins, etc... noter la rémanence des effets toxiques.
4. Prélever quelques tissus de poissons en vue d'une analyse des résidus ; il convient ici d'accorder une attention toute particulière aux conditions de stockage.
5. Collecter des renseignements susceptibles de faciliter l'interprétation des résultats des opérations sur le terrain et des analyses de résidus (dates des traitements, paramètres physico-chimiques des réserves d'eau, données pertinentes fournies par les écologistes spécialistes des invertébrés aquatiques, informations météorologiques, etc...).

Sélection des sites

Etant donné que le laboratoire du projet était basé à Richard-Toll et le campement d'oiseaux déjà établi dans la savane à quelque 12 km au sud de Richard-Toll, les sites choisis autour de ces deux endroits devaient être accessibles en toute saison.

La frontière nord du Sénégal avec la Mauritanie est matérialisée par le fleuve Sénégal. La mise en oeuvre du projet a coïncidé avec une période de tension causée par un conflit frontalier si bien que les deux armées antagonistes empêchaient que le fleuve ne soit utilisé comme champ d'essai. A l'ouest de Richard-Toll, près de Rosso, il y avait des régions susceptibles d'être inondées au cas où le fleuve serait suffisamment alimenté. Pendant la saison des pluies, il a été impossible de les atteindre par la route alors que l'accès du fleuve était interdit.

Les mares temporaires qui s'étaient formés dans la savane étaient de taille modeste, isolés et dépourvus de poissons.

La seule région dont les réserves d'eau renfermaient des poissons est celle de la plantation de canne à sucre. Nous avons eu, grâce à la bienveillance des autorités de la Compagnie sucrière sénégalaise, l'autorisation d'utiliser, pour des essais, quatre de leurs réservoirs d'irrigation. Pour diverses raisons, seul un dosage a été permis.

D'un point de vue biologique, les réservoirs d'irrigation n'étaient pas une solution idéale. Ils étaient artificiels et le plus ancien n'avait que huit ans environ. Les niveaux d'eau changeaient rapidement et de manière substantielle étant donné que cette eau servait à l'irrigation. La faune y était pauvre (voir ci-dessous) et sa composition assez inattendue. Les seuls poissons que l'on y retrouvait sont ceux arrivés, de manière accidentelle, avec les eaux de remplacement et qui ont pu y survivre. Certaines espèces ont même pu se reproduire dans ces conditions, mais il n'y a que trois espèces dont le cycle de reproduction est resté similaire à celui qu'ils ont dans des conditions naturelles.

Néanmoins, les résultats obtenus sur ces sites artificiels ont contribué à la détermination des effets à court terme des insecticides. Le détail de la situation relative aux lacs et à leur traitement fait l'objet du Chapitre IV.

La CSS ne souhaitant pas voir ses canaux d'irrigation traités aux insecticides, nous n'avons pas pu disposer de sites dans des eaux courantes. Cette attitude est compréhensible compte tenu du fait qu'une partie du système d'irrigation alimente son programme expérimental d'élevage de crevettes. Comme le constat en a été fait plus haut, deux des trois insecticides utilisés sont extrêmement toxiques pour les populations de crevettes des lacs.

Au Sénégal, le poisson n'est pas exploité à des fins divertissantes, mais il constitue une source essentielle de protéines. Le "tiébou dieune", un plat de riz au poisson, est qualifié de plat national sénégalais. En réalité, il est, dans cette partie du Sahel, le principal et souvent le seul repas du jour consommé tout au long de l'année par la majorité de la population. Tous les poissons sont consommés mais les cichlids sont les plus prisés. Les poissons de cette famille sont rarement pris dans les lacs, il n'empêche que les effets des insecticides sur ces espèces doivent être examinés avec attention.

Toute diminution substantielle du ravitaillement en poisson aurait, sur la population humaine, les mêmes conséquences qu'une invasion acridienne.

Matériels et méthodes

L'équipement utilisé consistait en une senne de plage de 50 m et 6 filets à branchies de 50 m, dont deux dotés de mailles de 2", deux autres de mailles de 3" et les deux derniers de mailles de 4". Ces deux derniers étaient en nylon monofilamenteux, alors que les filets ayant les plus petites mailles étaient en nylon tissé. La senne de plage n'a pas pu être utilisée sur les sites retenus pour les expériences car les rives de ces derniers ainsi que leur végétation subaquatique n'étaient pas adaptées aux capacités de capture de ce filet.

Les filets à branchies étaient utilisés pour prendre les gros poissons ainsi que ceux de taille moyenne. La coordination appropriée entre les filets et la durée de leur immersion dans l'eau a été calculée grâce aux informations recueillies à la suite d'essais prétraitement et concernant la composition et le profil des espèces vivant dans les différents lacs.

Les petits poissons (aussi bien les adultes de modeste taille que les jeunes individus d'espèces de grande taille) ont été pris en même temps que les invertébrés aquatiques à cinq endroits trois fois d'une taille de 10 m dans chaque lac (voir le Chapitre IV pour les détails).

Compte tenu de la différence normale constatée dans la taille des poissons attrapés par chacune des techniques utilisées, il a été décidé de vérifier si la densité de la tranche de population objet de l'échantillonnage a été modifiée après le traitement à l'insecticide. A ce niveau, deux difficultés se sont présentées.

Il y a, premièrement, que la densité des poissons dans chacun des lacs est limitée et indéterminée. Lorsque cette densité est faible, les échantillons prélevés peuvent être beaucoup plus petits que les précédents, non pas en raison des insecticides mais tout simplement à cause de la pêche. Les effets de la pêche sont encore

plus marqués quand il s'agit de poissons vivant en bancs. Seuls deux échantillons prétraitement ont été prélevés à l'aide de filets à branchies afin de réduire au minimum ces effets, ces derniers étant plus sensibles après l'utilisation desdits filets.

La soustraction de poissons par les pêcheurs locaux est la seconde difficulté dont les techniques statistiques ne peuvent tenir compte de manière valable. Avant le début de notre échantillonnage, il n'existait aucune preuve, pour trois de ces lacs, que les populations locales y avaient mené des activités de pêche ; leurs activités étaient concentrées sur les canaux d'irrigation. Dans le quatrième lac (Lac 2), nous avons pu voir une fois, avant le début de notre échantillonnage, un filet à branchies fixe et à larges mailles. Après le lancement de notre programme, nous avons constaté un accroissement spectaculaire de la présence dans tous les lacs de filets étrangers. Il est même arrivé une fois que le nombre de filets à branchies fixes, tendus à travers tout le lac témoin soit si important que nous n'avons pas été en mesure de placer nos filets au jour prévu pour l'échantillonnage. Un autre facteur contribuant à réduire le degré de fiabilité des prises est qu'en deux occasions, au moins, quelques poissons (vraisemblablement les plus comestibles) avaient été soustraits de mes filets. Une autre fois (dans le Lac 3), les filets avaient été complètement vidés. Il n'y a que quelques aspects des prises effectuées par les filets à branchies qui ont pu être exploités et, dans ces cas, seulement à un niveau général en raison du fait qu'il est souvent arrivé que des présomptions existent quant au pillage des filets sans qu'il ait été possible de les confirmer.

De la combinaison des deux éléments susvisés il résulte que les conclusions tirées de l'examen des prises des filets à branchies ne sont pas fiables et qu'elles constituent tout au plus une indication des modifications des populations et, cela, seulement si l'on suppose que le nombre de poissons pris dans chaque lac par les filets étrangers est à peu près comparable. En conséquence, il serait illusoire de vouloir traiter et interpréter ces conclusions de manière approfondie (Backiel et Welcomme, 1980).

Les petits poissons (ceux dont la taille leur permet d'échapper aux filets trempés) sont de plus fiables indicateurs des changements intervenus dans cette tranche de la population. Si la population est également répartie dans les eaux superficielles des lacs (la preuve du contraire n'a pas été vérifiée), l'on peut supposer sans risque d'erreur que les différents échantillonnages n'ont pas décimé la population totale.

En outre, il était manifeste que le stock objet de l'échantillonnage bénéficiait d'un apport d'éléments de petite taille, les prises étaient possibles dès que les poissons atteignaient la taille de 7 mm SL environ. Les pêcheurs locaux ne s'intéressaient pas aux petits poissons.

Dès le début, les petits poissons ont fait l'objet, avant le traitement, d'échantillonnages hebdomadaires. Après l'épandage il avait été prévu d'échantillonner tous les poissons ; le premier, le troisième ou le quatrième et le septième jour consécutif au traitement puis au rythme d'une fois par semaine. Les difficultés de transport ont été à l'origine du changement de ce programme illustré par les graphiques ci-après.

Les difficultés financières et autres ont fait qu'une seule analyse chimique de tissus de poissons a été possible, celle relative à l'évaluation de l'activité cholinestérasique. Les analyses devaient être effectuées par le Professeur Ciss de l'Université de Dakar. Il avait été décidé que les résultats les plus significatifs seraient ceux obtenus à partir des cerveaux de *Hydrocynus* (un piscivore) et *Alestes* (un poisson se nourrissant des invertébrés aquatiques, surtout de larves d'insectes).

Ainsi, les cerveaux ont été prélevés sur quatre *Alestes* et quatre *Hydrocynus* à l'état frais pris dans les échantillons posttraitement des Lacs 3 (traité au chlorpyrifos) et 4 (traité au fénitrothion). Le poids corporel de chaque échantillon a été noté et un numéro de code leur a été affecté. Les cerveaux ont alors été enveloppés dans du papier d'aluminium, placés dans des congélateurs où ils ont été conservés jusqu'à ce qu'ils soient remis à l'Université de Dakar à l'issue du projet. Au moment de la rédaction, l'analyse des échantillons n'était pas achevée.

Bioessais

Les Cyprinidae *Aplocheilichthys normani*, espèce de surface vivant en bancs, étaient nombreux dans les Lacs 2 et 4. Leur petite taille et leurs moeurs zooplanctoniques et insectivores faisaient supposer qu'ils feraient de bons sujets pour les bio-essais. C'est ainsi que des cages cubiques flottantes, mesurant 50 cm de chaque côté, ont été construites ; elles ont ensuite reçu des échantillons d'*Aplocheilichthys*. Dans le Lac 4, 64 *Aplocheilichthys* de 5-18 mm SL ont été attrapés et placés immédiatement dans des cages. Cinquante d'entre eux (5-12 mm SL) sont morts en trois minutes. Un second échantillon de 25 individus de plus grande taille (10-23 mm SL) ont été mis en cage. Au bout de dix minutes, 16 étaient morts et les neuf individus survivants étaient manifestement mal en point.

Dans le cadre d'une autre expérience concernant le Lac 3, 10 gros *Aplocheilichthys* (tous d'environ 20 mm SL) ont été pris au centre du lac, à une profondeur d'environ 1 m puis placés dans une cage flottante. Huit individus sont morts en trois minutes. Il a par la suite été constaté que la température à la surface du lac était de 32°C alors qu'un mètre plus bas elle était de 24°C. Des températures similaires ont été enregistrées, l'après-midi, dans le Lac 4 (34°C, 24°C), à peu près dans la partie située entre la

surface et un profondeur d'un mètre.

Les températures de l'après-midi avait un intérêt car c'était le moment choisi pour les épandages. Il faut noter que *Aplocheilichthys* était rarement vu à la surface à ces moments. Les bio-essais ont donc été interrompus en raison de l'incapacité des poissons de survivre au choc thermal. Les crevettes utilisées pour des expériences du même genre n'ont pas été affectées par la chaleur (voir ci-dessus).

Résultats

23 espèces ont été répertoriées et la composition de la faune de chaque lac est énumérée ci-après. Chaque famille a été classée selon l'ordre alphabétique.

Lac 1 (témoin)

- Bagridae
Chrysichthys nigrodigitatus
- Centropomidae
Lates niloticus
- Characidae
Alestes baremose
Hydrocynus forskhalii
- Clupeidae
Pellonula vorax
- Cyprinidae
Barbus leonensis
Labeo combie
Labeo senegalensis
- Cyprinodontidae
Aplocheilichthys normani
- Gobiidae
Porogobius schlegelii
- Mochokidae
Hemisynodontis membranaceus
- Syngnathidae
Syngnathus ansorgii

Lac 2 (diflubenzuron)

- Bagridae
Chrysichthys nigrodigitatus
Clarotes laticeps
- Clariidae
Clarias anguillaris
- Characidae
Alestes baremose
Hydrocynus forskhalii
- Cichlidae
Hemichromis fasciatus
- Cyprinidae
Barbus leonensis
Labeo coubie
Labeo senegalensis
- Cyprinodontidae
Aplocheilichthys normani
- Gobiidae
Porogobius schlegelii
- Mochokidae
Hemisynodontis membranaceus
Synodontis clarias
Synodontis schall

Lac 3 (chlorpyrifos)

- Bagridae
Chrysichthys nigrodigitatus
- Centropomidae
Lates niloticus
- Characidae
Alestes baremose
Hydrocynus forskhalii
- Cichlidae
Hemichromis fasciatus
Sarotherodon melanotheron
Tilapia dageti
- Cyprinidae
Labeo coubie
Labeo senegalensis
- Cyprinodontidae
Aplocheilichthys normani
- Distichodontidae
Distichodus brevipinnis
- Gobiidae
Porogobius schlegelii
- Mochokidae
Synodontis ocellifer
Synodontis schall
- Schilbeidae
Eutropius niloticus

Lac 4 (fénitrothion)

- Bagridae
Bagrus bayad
Chrysichthys nigrodigitatus
Clarotes laticeps
- Centropomidae
Lates niloticus
- Characidae
Alestes baremose
Hydrocynus forskhalii
- Cichlidae
Hemichromis fasciatus
- Clariidae
Clarias anguillaris
- Cyprinidae
Barbus leonensis
Labeo coubie
Labeo senegalensis
- Cyprinodontidae
Aplocheilichthys normani
- Distichodontidae
Distichodus brevipinnis
- Gobiidae
Porogobius schlegelii
- Mochokidae
Synodontis ocellifer
Synodontis schall

Il convient ici de faire quelques commentaires sur les identifications. Le poisson le plus intéressant, en ce sens qu'il est celui qui souffre le plus des effets de l'un des insecticides, est le gobie. Il est le seul spécimen de sa famille qu'on retrouve dans la région, il est présent au niveau des quatre lacs. Cette espèce a été provisoirement dénommée *Porogobius schlegelii*, jusqu'à ce qu'une confirmation soit possible après examen de l'holotype. Dans le reste du texte ce poisson sera tout simplement appelé "gobie". Aucun poisson de ce genre n'est connu en Grande Bretagne et il va falloir poursuivre des recherches à l'étranger.

Quoique sept espèces étaient présentes dans tous les lacs, la densité de certaines d'entre elles était très variable. Ainsi, des centaines d'*Aplocheilichthys normani* avaient été pris dans les lacs 2 et 4 alors que les neuf échantillons du Lac 3 n'ont permis d'en prendre que 37.

Seuls deux gobies ont été attrapés dans les 9 échantillons du Lac 1 tandis que les prélèvements prétraitement du Lac 3 en ont produit 302. Les deux espèces que sont *Labeo* et *Chrysiichthys nigrodigitatus* n'ont pas été capturées en nombres suffisants ou de manière adéquate pour qu'il y ait lieu de s'en servir pour mesurer l'activité cholinostérasique. Seules les quantités de *Alestes baremose* et *Hydrocynus forskhalii* ont toujours été suffisantes pour permettre cette analyse.

Les nombres de *Hydrocynus forskhalii* pris successivement dans chaque lac ont révélé un fait intéressant. En ce qui concerne les premiers échantillons prélevés dans chaque lac, *Hydrocynus* avait un pourcentage trop élevé pour un prédateur se situant au sommet de la chaîne alimentaire et ne permettait pas de se faire une idée de la densité des espèces dans le lac (Cf. Tableau V.1).

Tableau V.1

Lac	Nombre d' <i>Hydrocynus</i>	Nombre d' <i>Alestes</i>	Nombre total de poissons capturés	% <i>Hydrocynus</i>
1	3	2	6	50%
2	26	13	59	44%
3	18	16	61	29%
4	21	21	62	33%

Le nombre d'*Alestes* capturés était, probablement pour des raisons fortuites, comparable au nombre d'*Hydrocynus*. Après ces premiers prélèvements d'échantillons, le pourcentage de ces derniers est allé décroissant rapidement, alors que *Alestes* n'a pas connu ces bouleversements (sauf en ce qui concerne les prises du Lac 3 le premier jour - J1 - Voir ci-dessous). S'agissant des Lacs 3 et 4 dont les échantillons posttraitement sont les plus complets, les pourcentages d'*Hydrocynus* dans chaque prise sont donnés au Tableau V.2.

L'interprétation que l'on peut faire de cette diminution du nombre d'*Hydrocynus* pris est que, pour les premiers prélèvements, *Hydrocynus* était attiré par la lutte des autres poissons pris dans le filet si bien qu'ils se sont fait attraper en quantité plus importante que leur densité dans le lac le laissait présager. Il n'y aucune preuve que cette baisse est due à l'application de l'insecticide. *Alestes* a été choisi car il est de taille et de forme comparables. La réduction graduelle du nombre pris est vraisemblablement une conséquence de la baisse globale du nombre de poissons dans les lacs du fait de la pêche (pour le facteur pêche cf. ci-dessous parties consacrées aux Lacs 3 et 4).

Tableau V.2

	Nombre d' <i>Hydrocynus</i>	Nombre d' <i>Alestes</i>	Prise totale	% <i>Hydrocynus</i>
LAC 3				
D 1	4	7	15	26%
D 3 & 4	4	1	26	15%
D 7	1	2	13	8%
D 21	2	5	13	15%
LAC 4				
D-1	1	35	43	2%
D 1	0	22	37	0%
D 3	4	9	36	11%
D 14	2	13	29	7%
D 21	6	16	36	17%

Les modifications de la population de chaque lac feront l'objet d'une description séparément.

Lac 1 (Témoin)

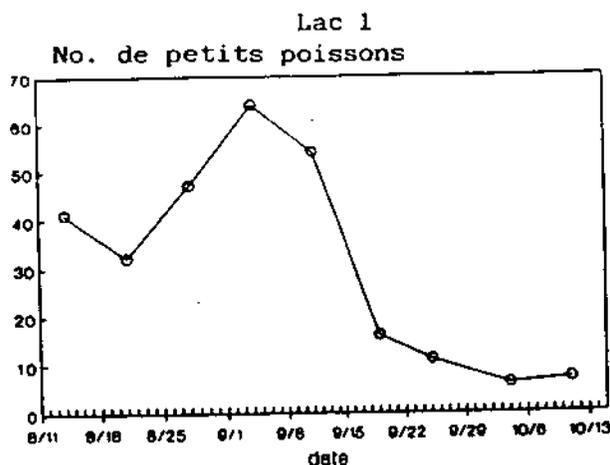
Les échantillons constitués de petits poissons prélevés une fois par semaine dans ce lac non traité font l'objet du Tableau V.3 ainsi que du graphique de la Figure V.1. Les fluctuations et réductions graduelles des populations sont des conséquences des changements de niveau de l'eau. A la fin de la période d'observation, quelques-unes des stations fixes d'échantillonnage étaient presque à sec.

Les échantillons prélevés grâce aux filets à branchies n'ont, à l'exception de l'échantillon prétraitement examiné ci-dessus, aucune valeur à cause du pillage des filets par les autochtones et du caractère irrégulier de l'échantillonnage lorsque la pose des filets n'était pas possible. Le nombre de poissons capturés plus tard à l'aide de filets à branchies était très peu élevé, la pêche intensive effectuée par les populations locales ayant décimé les stocks.

Tableau V.3 : Population de petits poissons dans le lac témoin

DATE	14 08 89	21 08 89	28 08 89	04 09 89	11 09 89	19 09 89	25 09 89	04 10 89	11 10 89
<i>Barbus leonensis</i>	11	15	17	18	33	1	-	1	-
<i>Aplocheilichthys</i>	13	8	23	39	13	9	5	4	1
<i>Syngnathus</i>	6	5	-	-	-	1	1	1	-
<i>Pellonula</i>	5	4	6	3	7	1	-	-	-
jeunes <i>Chrysichthys</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Goby	-	-	-	1	1	-	-	-	-
jeunes cichlids	-	-	-	2	-	-	-	-	-
jeunes <i>Lates</i>	-	-	-	-	-	4	-	-	-
jeunes <i>Synodontis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-
jeunes <i>Alestes</i>	-	-	-	-	-	-	6	-	5
TOTAL	41	32	47	64	54	16	11	6	7

Figure V.1



Lac 2 (diflubenzuron)

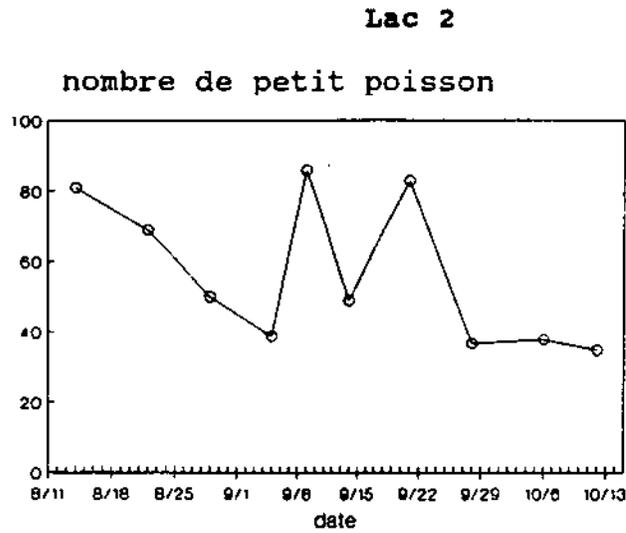
Tableau V.4 : Population de petits poissons dans le lac traité au diflubenzuron

DATE	15 08 89	21 08 89	29 08 89	05 09 89	09 09 89	14 09 89	21 09 89	28 09 89	06 10 89	12 10 89
<i>Aplocheilichthys</i>	46	48	37	27	80	39	69	11	10	25
Goby	31	19	13	11	6	10	13	26	14	10
<i>Barbus leonensis</i>	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
jeunes cichlids	4	2	-	-	-	-	-	-	14	-
TOTAL	81	69	50	39	86	49	83	37	38	35

Les chiffres ci-dessus sont illustrés par le graphique de la Figure V.2. Les échantillons ont tous été prélevés le matin. Le lac a été traité le 9 septembre, dans l'après-midi. Les chiffres relatifs aux petits poissons ne signifient pas que le diflubenzuron a eu un effet sur les populations du lac.

A l'instar du Lac 1, les données concernant les filets à branchies n'ont pas été prises en compte en raison de leur caractère incomplet. De même, il n'a pas été possible de prélever des échantillons par la suite, le niveau de l'eau étant devenu trop bas pour que l'on puisse y poser des filets. L'eau avait été drainée par le système d'irrigation.

Figure V.2



Lac 3 (Chlorpyrifos)

Tableau V.5 : Population de petits poissons dans le lac traité au chlorpyrifos

DATE	15 08 89	22 08 89	30 08 89	05 09 89	12 09 89	19 09 89	26 09 89	03 10 89	11 10 89
Goby	87	92	64	148	-	-	-	-	-
<i>Aplocheilichthys</i>	5	1	6	4	3	5	5	1	8
jeunes cichlids	1	1	-	-	1	-	-	-	-
jeunes <i>Chrysichthys</i>	-	1	-	1	-	-	-	-	-
jeunes <i>Alestes</i>	-	-	-	-	1	4	10	14	20
jeunes <i>Lates</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
TOTAL	93	95	70	153	5	9	16	15	29

Ces données sont présentées sous forme de graphe à la figure V.3.

Le lac a été traité au chlorpyrifos le 5 septembre, dans l'après-midi. Aucun gobie vivant n'a pu être trouvé dans le lac après cette date. Dans la matinée du 6 septembre, c'est-à-dire environ 16 heures après le traitement, des gobies morts flottaient à la surface de l'eau. Sur une partie de la rive, à proximité de l'une des stations, 104 gobies de 9-27 mm SL ont été ramassés ainsi que deux jeunes poissons-chat (*Claroetes* et *Chrysichthys*) de 16 et 14 mm SL et un jeune cichlid de 16 mm SL. On n'a pas trouvé de dépouillés de poissons plus gros que ceux-ci.

Avant le traitement, l'*Alestes* dans le lac (de même que dans les autres) se nourrissait d'insectes aquatiques et de gastéropodes associés à des algues filamenteuses (probablement consommées accidentellement). Au Jour 1, l'estomac d'*Alestes* ne contenait que des gobies morts. Auparavant, l'on avait jamais trouvé de restes de poisson dans l'estomac d'*Alestes*. En même temps, il a été noté une très forte diminution du nombre global d'*Alestes* prélevés dans les échantillons posttraitement (cf. Tableau V.1 et V.2).

Compte tenu du fait que les dépouilles d'*Alestes* n'étaient pas observés, il est hautement improbable que la réduction de l'importance des prises soit la conséquence de l'ingestion de gobies tués par le chlorpyrifos. La comparaison avec les prises réalisées au moyen de filets à branchies dans le Lac 4, où aucun cas de mortalité n'a été relevé, montre qu'une baisse comparable a été constatée après le prélèvement des deux premiers échantillons (Figures V.4 et V.6). Dans les deux cas, la cause de cette tendance est le facteur pêche, la standardisation de l'effort de pêche est exprimée selon le calcul ci-après : nombre de poissons capturés x 100 divisé par le nombre de mètres de filet x le nombre d'heures de pêche. Il n'a pas été tenu compte de la taille des mailles pour trouver le nombre de poissons capturés par mètre de filet et par heure.

La ressemblance des graphiques concernant le facteur pêche pour les deux lacs laisse à penser que le nombre de poissons susceptibles d'être pris a rapidement décru après le prélèvement des premiers échantillons. La rapidité avec laquelle cette diminution est intervenue fait penser, d'autre part, que les populations initiales étaient faibles.

Aucun effet immédiat et décelable dû au chlorpyrifos n'est apparu chez les gros poissons du lac. Malgré la chute du nombre d'*Alestes* pris par les filets à branchies, la quantité et les capacités de reproduction restaient suffisantes pour permettre l'apparition de jeunes *Alestes* dans les échantillons de petits poissons et cela, à partir du début du mois de septembre, période marquant le début d'une croissance régulière de leurs nombre. Les jeunes *Lates* sont également apparus dans les échantillons à la même période.

Le caractère irrégulier des données disponibles ne permet pas de conclure que la reproduction des autres espèces est saisonnière et on note la présence de jeunes poissons-chat et d'un cichlid morts dans les échantillons posttraitement. Il est donc légitime de conclure que le chlorpyrifos est très dangereux pour les très jeunes poissons et sélectivement mortel aux espèces adultes de petite taille. Les travaux futurs devront déterminer pourquoi il est mortel pour les gobies qui vivent au fond et dans les herbes alors qu'il ne l'est pas pour *Aplocheilichthys*, qui est un poisson de taille comparable vivant en surface.

Figure V.3

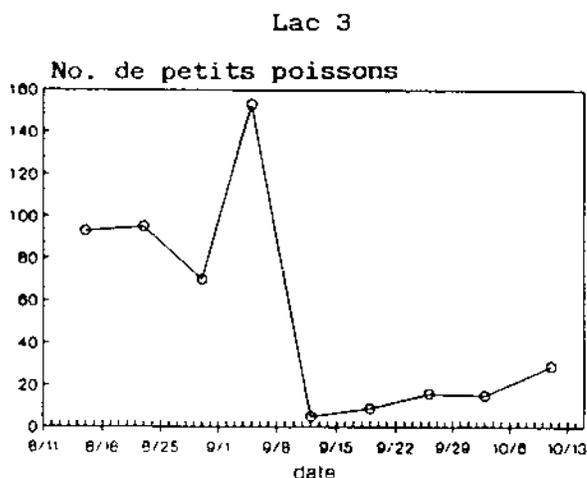
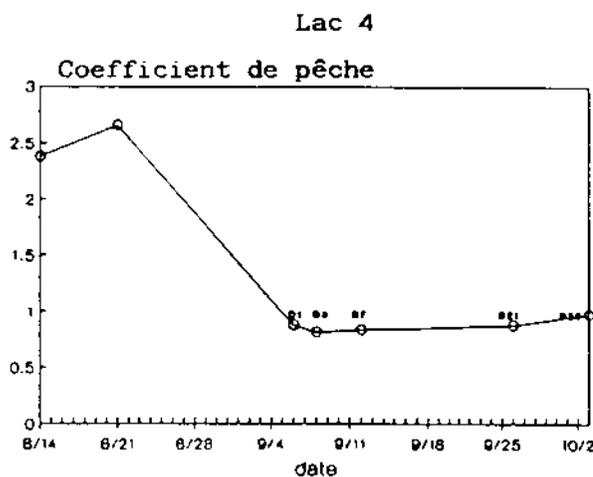


Figure V.4



Lac 4 (fénitrothion)

Tableau V.6: Population de petits poissons dans le lac traité au fénitrothion

DATE	16 08 89	23 08 89	01 09 89	07 09 89	13 09 89	20 09 89	27 09 89	05 10 89	12 10 89
<i>Aplocheilichthys</i>	90	93	133	71	32	35	14	14	52
<i>Barbus leonensis</i>	5	4	3	5	9	6	1	-	-
Goby	-	-	1	-	-	-	2	-	1
jeunes <i>Hemichromis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-
TOTAL	95	97	137	76	42	41	17	14	53

Les données susvisées sont illustrées par la Figure V.5.

C'est le 7 septembre, dans l'après-midi, que le lac a été traité au fénitrothion. Aucun cas de mortalité n'a été constaté parmi les poissons après cette opération. Les fluctuations relevées dans le nombre de poissons pris par les filets à branchies sont examinées ci-dessus (Figure V.5). Seul *Alestes* a connu un changement de ses moeurs alimentaires. Avant le traitement, cette espèce se nourrissait, à l'instar des espèces vivant dans les autres lacs, d'un mélange d'insectes aquatiques et de gastéropodes. Le lendemain du traitement, les estomacs examinés contenaient environ 70 % de restes d'insectes terrestres et 30% de gastéropodes. Des insectes morts flottaient à la surface de l'eau. Trois jours après le traitement, *Alestes* avait retrouvé ses moeurs alimentaires. Les autres espèces n'ont apparemment pas connu de changement de leurs habitudes alimentaires.

Les deux gobies capturés étaient de grande taille : 52 mm et 56 mm SL. Aucun petit gobie n'a été pris et pas un seul cas de mortalité n'a été constaté après l'application du fénitrothion. On serait tenté d'en déduire que les gobies ne se reproduisent pas dans le lac.

Les variations des populations d'*Aplocheilichthys* révélées par les nombres d'individus pris ne reflètent pas les changements des densités de population. Au cours de la mise en oeuvre du programme de prélèvement d'échantillons dans ce lac (mais pas dans les

autres), *Aplocheilichthys* a quitté les rives bordées de roseaux pour former de grands bancs évoluant au large entre les touffes d'herbes adventices flottantes. C'est pourquoi cette espèce ne figurait pas parmi les échantillons prélevés en eau peu profonde. Les *Aplocheilichthys* pris dans les deux derniers échantillons étaient jeunes et très petits. L'hypothèse avancée est que les adultes avaient quitté les bords pour se reproduire dans une autre

Figure V.5

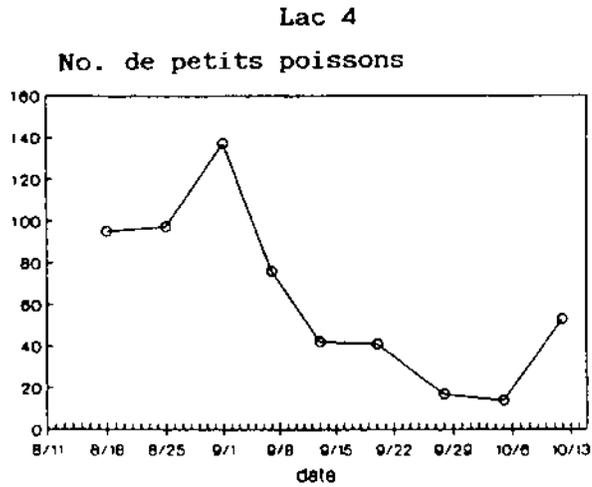
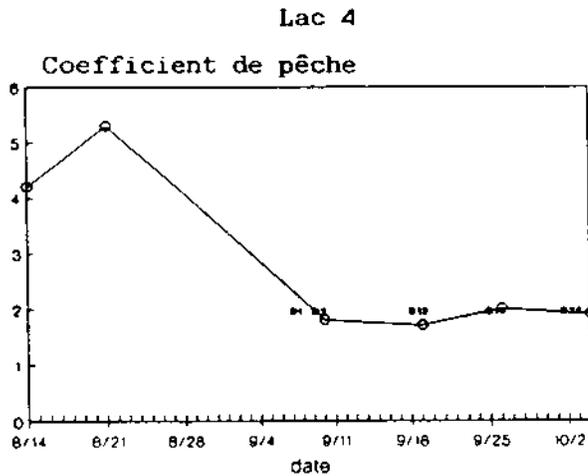


Figure V.6



partie du lac, les bas-fonds servant en quelque sorte de pouponnières. Assurément, les déplacements d'*Aplocheilichthys* n'avaient, en l'occurrence, pas de rapport avec les changements de niveau de l'eau du lac.

Discussion et Recommendations

Les observations et les interprétations relatives à chaque lac sont exposées ci-dessus.

L'étroitesse et la pauvreté des données acquises dans des conditions biologiques inhabituelles rendraient toute extrapolation et toute comparaison avec les études antérieures hasardeuses. Il ne s'agissait que d'un projet pilote, mais ses résultats étaient intéressants et susceptibles de fournir quelques indications sur des lignes de recherche plus largement applicables. Il est recommandé de veiller à ce que les recherches soient à l'avenir menées dans des zones où les changements intervenant dans l'environnement sont naturels et que les effets soient suivis sur une période de trois années au moins afin de voir si les taux de reproduction ou de recrutement de la population de poissons sont affectés par les applications d'insecticides.

La durée du projet était trop courte pour permettre de noter un quelconque effet, sauf que, dans le Lac 3, l'*Alestes* jeune est apparu dans les échantillons vers la fin du projet. Les faibles éléments de preuve existant laissent à penser que le cycle de reproduction des espèces des lacs concernés n'est pas semblable à celui des poissons du réseau fluvial, le sentiment qui prévaut généralement étant que la saison des pluies stimule la reproduction. Même ce dernier constat demande à être confirmé, pour ce qui concerne la zone objet de l'étude. En conséquence, les effets à long terme des insecticides sur les poissons doivent être examinés dans un région qui abrite une grande variété d'habitats n'ayant pas souffert de l'intervention humaine.

Mon avis est que la région de Podor-Ndioum est la mieux indiquée pour mener cette action. Elle offre une large gamme d'habitats comprenant une grande rivière (la Doué), dont les rives se trouvent à l'intérieur du Sénégal, de petits cours d'eau, des réserves d'eau, des ruisseaux et, surtout, de grandes surfaces inondables. Les endroits utilisés comme pouponnières par certaines espèces ont déjà été découverts. Leur importance vient de ce qu'elles constituent un réservoir de jeunes poissons, considérés comme les plus sensibles, à utiliser pour les expériences de laboratoire. La plupart des jeunes poissons ne supportant pas très bien les déplacements, il est important d'avoir à portée de main un réservoir fiable qui fournira les sujets des importantes expériences de laboratoire. Dans la nature, la mortalité des très petits poissons est difficile à constater; les corps sont fragiles,

se décomposent très rapidement ou sont mangés. C'est ainsi qu'il est presque impossible de mesurer la sensibilité sauf lorsque les expériences sont effectuées sous suivi, en laboratoire.

En outre, la région que je propose renferme une population de poissons beaucoup plus importante ; toutefois, il faudra identifier les différentes espèces avant le début des opérations. Cela contribuera à rendre les expériences plus significatives étant donné que les réservoirs d'irrigation de Richard-Toll ne permettent, au mieux, qu'une sélection au hasard de 23 espèces, dont certaines ont des comportements différents de ceux qu'ils ont dans la nature. Il existe aussi des régions qui, à l'inverse de Richard-Toll, ne connaissent pas d'activités de pêche menées par les populations locales.

L'extrémité occidentale de la région n'est distante de Richard-Toll que de quelque 120 km. Quelques infrastructures appartenant au Département des Eaux et Forêts de Podor existent et des possibilités d'hébergement mises en place par le gouvernement sont disponibles près de Podor.

Mon sentiment est que si cette région est retenue comme principale base pour la poursuite des examens aquatiques, les résultats obtenus seront d'une grande importance et d'une large portée. Ces résultats seront certainement automatiquement valables pour une grande partie de l'Afrique, compte tenu du fait que la population de poissons du Sénégal représente la composante "extrême-occidentale" de la faune nilo-soudanienne, un vieil ensemble zoogéographique occupant toute la largeur du continent et ayant à présent un caractère discontinue à cause de la désertification. Ainsi, les résultats relatifs au Sénégal sont à peu près applicables à tout le Sahel.

Il serait peut-être intéressant d'étudier les effets de la pêche sur l'activité cholinestérasique. D'ordinaire, les techniques utilisées pour capturer les poissons sont appropriées, mais l'utilisation de ces mêmes techniques dans des lacs pauvrement peuplés a pour effet le prélèvement d'un nombre trop élevé de poissons par rapport à la quantité nécessaire à la récolte des échantillons de tissus cérébraux. Cela réduit la fiabilité de l'opération consistant à utiliser les prises pour étudier les populations. Il y a également que l'on ne sait toujours pas dans quelle mesure la pêche par décharge électrique, qui permet de ne prélever que la quantité de poissons destinée aux échantillons, exerce une action sur la cholinestérase.

Conclusions

1. Les poissons sont une importante source d'alimentation pour les populations du nord Sénégal et pour la majorité des habitants du Sahel. C'est pourquoi toute utilisation d'insecticides anti-

acridiens entraînant une diminution des populations de poissons réduit d'autant l'opportunité de l'utilisation des insecticides.

2. Bien que tous les poissons soient consommés, les plus recherchés et les plus faciles à capturer étaient faiblement représentés dans la faune des lacs artificiels cibles de l'étude.

3. Dans le court terme, aucun cas de mortalité n'a été relevé chez les poissons après l'application de doses normales de fénitrothion (500 g m.a./ha) ou de diflubenzuron (40 g m.a./ha). La durée du projet était trop courte pour permettre une détection des effets à long terme. Il a été constaté qu'*Alestes baremose*, une espèce très comestible, consommait avec avidité des animaux tuées par ces insecticides. Il convient de suivre tous les effets que ces habitudes alimentaires dangereuses pourraient avoir sur les populations d'*Alestes*.

4. Le chlorpyrifos appliqué à la dose standard de 240 g m.ai/ha a complètement décimé une espèce de gobie (provisoirement dénommée *Porogobius Schlegelii*) et tué quelques poissons-chat juvéniles et un jeune cichlid. Les dangers liés à l'utilisation de cet insecticide doivent être étudiés de manière plus approfondie. Il s'agit également de confirmer les indications qui veulent que la reproduction des poissons ne soit pas affectée par l'utilisation du chlorpyrifos.

5. Le point de vue qui prévaut est que la recherche hydrobiologique serait plus efficace et plus utile si elle était menée dans la région de Podor-Ndioum, à quelque 120 km à l'est de Richard-Toll.

6. Les effets de la pêche par décharge électrique sur l'activité cholinestérasique doivent aussi être étudiés.

Références

Bachiel T & Welcomme R.L. (eds) (1980). Les principes directeurs pour le prélèvement d'échantillons de poisson dans les eaux intérieures. EIFAC Document technique 30:ix, 1 - 176.

TITRE 5 LA SURVEILLANCE TERRESTRE

Ian F. Grant

Introduction

Les sols de la zone sahélienne sont de trois ou quatre sortes. Les sols arides des prairies annuelles sont caractéristiques des zones désertiques d'infestation du criquet pèlerin où, pour un peu moins de trois mois d'hivernage par an, ils sont assez chauds et humides pour permettre la croissance des plantes et la reproduction des criquets. Les qualités nutritives du sol sont en général faibles mais l'obstacle majeur qui s'oppose à l'activité biotique des milieux arides et semi-arides est l'eau, à tel point que la production annuelle (matières sèches) est souvent directement fonction des précipitations.

Dans les régions humides et là où les sols peuvent retenir l'eau, il existe des possibilités saisonnières de pacage à faible intensité (ex : *Pennisetum sp.*) et de pâturage pour les troupeaux. Ces grands mammifères herbivores jouent peut-être un rôle essentiel dans le recyclage des éléments nutritifs stockés dans la biomasse superficielle, mais la formidable production d'herbes et d'herbacées annuelles pendant la courte saison humide dépend fortement de l'émanation mécanique d'éléments nutritifs (la fragmentation, le lavage et l'écoulement de terrain) et de la minéralisation microbienne des matières organiques accumulées au cours de la saison sèche. La minéralisation des matières organiques du sol a une origine microbienne, elle est, par conséquent, rapide dès le début des pluies si bien que, en un court laps de temps (2 à 3 mois ou plus), la majeure partie du carbone, de l'azote et des autres éléments nutritifs contenus dans la biomasse au dessus du sol passe dans la biomasse microbienne du sol.

Les populations et les processus contribuant à l'évolution du cycle des éléments nutritifs et à la préservation de la fertilité des sols sont sensibles aux insecticides. Les sols arides sableux renfermant peu de matière organique (1-4 %) sont pauvres en argile et ont de faibles capacités d'échange de cation. En fait, ils souffrent d'une absence de ces propriétés susceptibles de réduire la toxicité directe des pesticides par l'adsorption en surface étendue ou chargée. En conséquence, c'est dans ces conditions que les acridicides sont les plus actifs et les plus disponibles d'un point de vue biologique, ce qui expose les processus microbiens à d'intenses contraintes en saison humide.

Les organophosphorés que sont le chlorpyriphos et le fénitrothion sont faiblement solubles dans l'eau (2 et 14 mg l⁻¹ à 22° C, Tableau I.2) et se dégradent très vite dans les solvants non-polaires. Le diflubenzuron, un benzoylaryurée, qui agit comme un inhibiteur de croissance, n'est pas soluble dans l'eau. L'activité de la biomasse microbienne du sol est un précieux indicateur de la minéralisation de la matière organique et elle se mesure aisément sur le terrain sous forme d'émanation de gaz carbonique (la respiration). L'oxydation de l'ammoniac en nitrate (la nitrification) est une étape importante du cycle de l'azote, l'ion NO₃ étant la forme préférée de l'azote pour l'absorption par les plantes. Etant donné que le processus dépend de quelques espèces de chimioautotrophes à croissance lente réputés sensibles aux biocides, il peut faire l'objet d'une bio-indication en cas de réactions microbiennes nocives dues aux acridicides.

Le suivi à court terme des effets d'acridicides sur ces processus pédologiques a été entrepris par l'utilisation de techniques spécialement mises au point pour les études de terrain. Seuls les sols traités à l'aide d'une double dose ont été analysés (1000 g fénitrothion, 480g chlorpyriphos et 80 g diflubenzuron ha⁻¹ nominal), l'hypothèse étant que les concentrations élevées sont supposées être celles qui sont susceptibles d'induire des effets secondaires.

(Le projet concernant l'évaluation de la fixation biologique de N₂ basée sur la technique de réduction C₂H₂ a été abandonné. Les espèces de cyanophycé (*Lyngbya* et *Oscillatoria*) dont l'abondance a été constatée ont peu ou pas d'aptitude à fixer le N₂, et la quantité d'éthylène dans l'acétylène, quoique peu importante, aurait dissimulé la faible activité azotique. Des mesures secondaires de la chlorophylle du sol ont été réalisées pour déterminer les particularités de la zone, cette opération ne faisait pas partie des activités de suivi des effets des insecticides. L'évaluation sur le terrain de la fixation associative de N₂ dans l'herbe n'est pas fiable et n'a jamais été prévue.)

Matériels et méthodes

La respiration du sol

Elle a été mesurée :

- i) dans les sols artificiellement préparés exposés aux acridicides
- ii) *in situ*, sur les sols, aussitôt avant et après le traitement

Les sols à amender ont été choisis dans une région humide et riche en végétation qualifiée de "dépression". Aucune expérience

concernant l'utilisation des insecticides dans la région n'existait. La Figure VI.1 montre la végétation dominante et les caractéristiques du sol grâce à un transecte qui s'étend de la savane à la dépression. Les analyses relatives à la taille des particules du sol n'étaient pas encore disponibles au moment de la rédaction du rapport.

La densité de masse ($1,35 \text{ g cm}^{-3}$) et les particularités du terrain (humidité = 31 %) ont été évaluées au moyen de techniques locales ; la première à l'aide d'un cylindre volumétrique, les seconds par gravimétrie après l'application d'un vide de 25 mm Hg au sol saturé. La terre avait été séchée à l'air et passée par un crible de 2 mm avant d'être répartie par portions de 100 g dans des récipients de plastique. Un engrais organique (0,5 % d'herbe séchée passée par un crible d'un mm) a été dispersé dans la terre avant que cette dernière ne soit amenée à c.60 % FC à l'aide d'eau distillée et par incubation à température ambiante dans des coffres d'aluminium. Les déperditions d'eau étaient compensées régulièrement aux intervalles de quelques jours. L'évolution du CO_2 était mesurée par intervalles au moyen de la pose d'un couvercle modifié sur les récipients et le passage d'air provenant d'une pompe à fort débit à la surface du sol puis dans un analyseur de gaz à infra-rouge (IRGA). La différence dans les concentrations de CO_2 (vpm) de l'air, à l'entrée et à la sortie, au bout de 5 mn a été utilisée pour calculer le taux de respiration à température et pression normales. Vingt répliques ont été utilisées à l'effet d'évaluer la respiration prétraitement ; cinq de ces récipients ont été exposés à chacun des acricides et l'activité respiratoire suivie aussi longtemps que possible après cette opération. La surface des terres exposées était de 110 cm^2 ; les couvercles avaient été retirés 10 à 15 minutes avant l'épandage et replacés au bout d'une heure. Les sols témoin ont également été placés dans le bloc d'épandage, afin qu'ils aient la même température que les sols traités, à la différence que leurs couvercles sont restés en place.

L'évolution du CO_2 dans les sols des zones traitées au fénitrothion et au chlorpyrifos (Blocs B et E) a été mesurée *in situ*. Une surface connue du sol a été isolée à l'aide d'une boîte de café ouverte et enfoncée dans la terre, jusqu'à une profondeur de 3 cm. L'extrémité proximale (fermée) de la boîte a été dotée d'orifices d'entrée et de sortie à travers lesquelles de l'air a été insufflé à partir d'une hauteur de 1,5 m (débit) puis retiré pour être passé par un IRGA après nettoyage du CO_2 produit sur une période donnée. L'espace a été vidé à deux reprises avant que ne soit mesurée la concentration de CO_2 (vpm) dans l'air entrant ou sortant. Le débit des pompes devait permettre une évaluation de la respiration au bout de 4 minutes, ce qui réduit l'effet de chauffe dû à la pénétration dans le sol. Les mesures *in situ* ont été prises sur des transectes suivant les gradients d'humidité - en partant d'une clairière pour arriver au centre d'une "dépression" (Fig. VI.1). L'évaluation sur le terrain de la respiration vise

également à mesurer le CO₂ produit par l'activité microbienne, l'activité des racines et l'activité animale et il est difficile de déterminer les contributions respectives des différents éléments. Néanmoins, dans les zones de pleine savane où la couverture arbustive est pauvre, la contribution de la respiration des racines et des animaux est très faible et l'évolution du CO₂ est considérée d'origine microbienne. Les zones connaissant une augmentation des algues ont généralement été laissées de côté. L'enregistrement de la température de l'air, de la température du sol et du % RH de l'air sur le sol a été réalisé simultanément avec les mesures concernant la respiration.

Nitrification

Le sol ayant servi à l'évaluation de la nitrification a été décrit et préparé de la manière exposée ci-dessus, mais l'engrais organique avait été remplacé par du sulfate d'ammoniac (100 µg NH₄ - N g⁻¹). Les sols ont été arrosés à c.60 % de FC avec une solution du substrat et incubés de la manière susmentionnée. Ils ont été traités au chlorpyrifos, au fénitrothion et au diflubenzuron dans les mêmes conditions que celles du traitement.

Temps écoulé entre arrosage et épandage (jours)

chlorpyrifos (387)	fénitrothion (825)	diflubenzuron (82,8 g.ha ⁻¹)
7	12	9

L'azote a été extrait en agitant toutes les demi-heures, 50 g de sol contenus dans 50 ml d'eau distillée, à trois reprises. Après repos, un échantillon de surnageant a été mélangé à un volume égal de 2 M (NH₄)₂SO₄ (tampon ionique) et de NO₃-N déterminé par une référence à double dérivation et des électrodes en nitrate calibrés par rapport à des solutions standard. Les titres et les inconnues étaient toujours à une température ambiante pour les mesures ioniques effectuées à zéro heure, 7, 15 et 20 jours après l'arrosage. (Les retards dus à l'insuffisance des avions et des insecticides ont sérieusement réduit la durée de la période d'incubation posttraitement).

Chlorophylle du sol

Le complexe chlorophyllien a été évalué à l'aide d'un prélèvement, par strates, d'échantillons de la croûte d'algues dans des quadrants d'1m² choisis au hasard en pleine savane et dans les dépressions. Des carottes de 14 mm de diamètre ont été recueillies, leur surface (2-3 mm) a été coupée avec une lame et les croûtes ont été placées dans une fiole de verre. 10 ml

d'acetone ont ensuite été répandus sur la croûte puis les fioles placées pour 24 heures dans un réfrigérateur. L'absorbance de la chlorophylle extraite a été mesurée à 665 nm dans un spectrophotomètre portatif puis présentée comme un équivalent de la chlorophylle. Les pigments de matières extraits autres que les algues viables (plantes putréfiées, etc...) n'étaient pas connus mais le sable ne portant aucune trace visible de la présence d'algues vivantes ou d'autres matières organiques avaient une absorbance faible ou nulle après extraction. Quelques carottes ont été abondamment arrosées afin de faciliter la croissance des algues et, partant, des identifications.

Statistiques relatives aux traitements

Les atomiseurs ont été réglés de manière à donner des gouttelettes de 100 μm vmd (le diflubenzuron était une suspension composée de gouttelettes). Seuls le volume d'insecticide chargé et pulvérisé ainsi que le nombre de passages ont été notés. La masse sédimentaire des insecticides n'a pas été mesurée au cours des essais et le seul indicateur de la répartition de la quantité de produit entraînée par la dérive a été fourni par des papiers sensibles à l'huile (chlorpyrifos et fénitrothion). Ces papiers ont été placés face au vent dans un angle de 45°, près des récipients contenant les carottes et dans les sites retenus pour la réalisation des mesures *in situ* de CO₂. La répartition a été évaluée visuellement (ex : gouttelettes de petite, moyenne ou grande taille, dose approximative, dose de 50 %, etc...). (Les récipients sont restés couverts pendant cette période afin de prévenir la déperdition d'eau.)

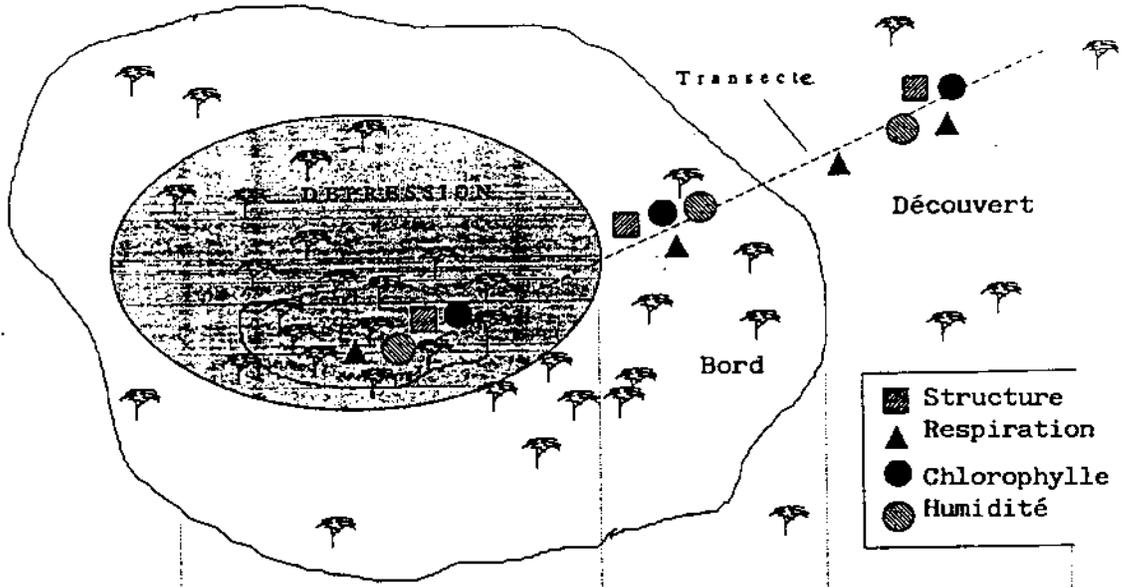
Tableau VI.1 : Récapitulation de l'évaluation de l'impact des acridicides

	chloropyriphos	fénitrothion	diflubenzuron
Dose nominale	450 g.l ⁻¹	1000 g.l ⁻¹	80 g.l ⁻¹
Dose réelle	387	825	82,8
Masse résiduelle	25-30%	50-100%	n.d.
Date	7.9.89	12.9.89	9.9.89
Bloc	E	B	F
Nitrification	x	x	x
Respiration <i>in situ</i>	x	x	x
incubé	x	x	x

* Approximation par la méthode à papier huilé
n.d. = non déterminé

Figure VI.1

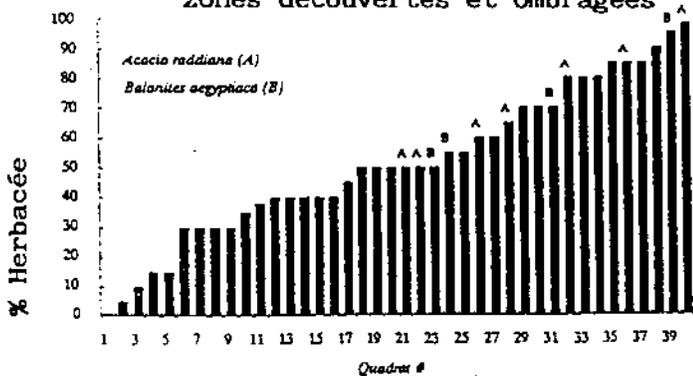
Schéma de la transecte du site et caractéristiques du sol.



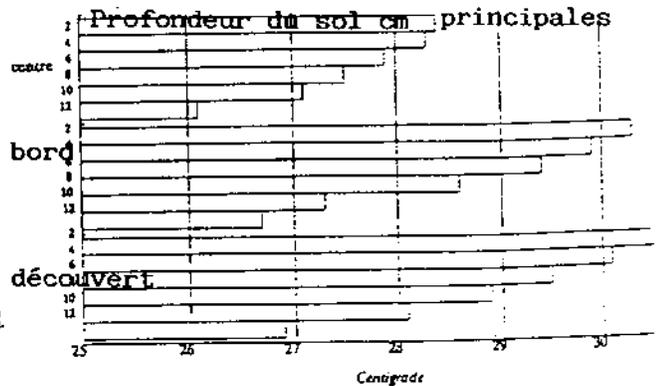
● Humidité du sol %	3,8-10,24	2,27-5,8	1,1-1,31'
● Teneur en chlorophylle	17,5-179,0	11,6-65,0	0,08-21,0
■ Structure du sol	28-29	30-31	31-32
⌘ Température du sol			
Végétation pré-dominant	<i>Balanites aegyptiaca</i> <i>Acacia Senegal</i> <i>Acacia raddiana</i> <i>Cassia Tora</i>	<i>Boscia senegalensis</i> <i>Latipes senegalensis</i> <i>Salvadors persics</i> <i>Dactyloctenium sp.</i>	<i>Latipes senegalensis</i> <i>Tribulus terrestris</i> <i>Boscia senegalensis</i> <i>Dactyloctenium sp.</i> <i>Centrus biflorus</i>
pH du sol	8,1	8,3	8,0
CEC	0,08	0,07	0,08
Total N %	0,08	0,04	0,05
Total C organique %	0,67	0,47	0,63
C:N	11,1	11,75	12,6
Emanations de CO2	750 +/-45		197 +/-24
%OM	1,34	0,94	1,26

Surface approximative herbacée:

zones découvertes et ombragées



Profils des températures du sol aux divisions transversales principales



Résultats

Statistiques relatives aux traitements

Les papiers sensibles à l'huile ont révélé que 4 récipients du sol sur 5 (nitrification - Bloc E) étaient à l'abri des pulvérisations ; les sols préparés pour l'évaluation de la respiration ainsi que ceux ayant fait l'objet de mesures *in situ* ont reçu environ 25-30 % de la dose cible. Au niveau du Bloc B, la sédimentation des gouttelettes de fénitrothion à proximité des échantillonnages et des coupes transversales étaient respectivement d'à peu près 100 et 50% du dosage cible pour deux sorties. Voir le Tableau VI.1 pour les statistiques relatives aux traitements.

Nitrification

Au delà de la période d'incubation de 20 jours (Fig. VI.2), l'accumulation de $\text{NO}_3\text{-N}$ à partir de l'oxydation de $\text{NH}_4\text{-N}$ était plus élevée que celle du sol préparé (100 ppm-N). Evidemment, il y a eu l'oxydation des composants N additionnels réduits provenant du sol, le début de la saison de pluie favorisant une production rapide grâce à l'ammonisation¹. (analyse du sol : 400 μg total N g^{-1} p.s.s²) L'absence d'une phase logarithmique de l'oxydation de l'amendement de NH_4 fait penser que les pointes supérieures de la température diurne (39°C) peuvent avoir affecté de manière significative la croissance des éléments nitrifiants - la nitrification intervient très lentement à 40°C. Les taux de nitrification étaient les mêmes dans le sol témoin et le sol pré-traité (graphiques omis : SEM = ou < taille de l'endroit).

Les retards enregistrés dans le traitement ont fait que les opérations posttraitement de détection de NO_3 n'ont pu être réalisées que deux fois pour le chlorpyriphos et une seule fois pour le diflubenzuron et le fénitrothion. Tous ces traitements ont été effectués à un moment où les taux de nitrification devenaient asymptotiques. Au cours de cette période ni le chlorpyriphos (15-20 DAW) ni le diflubenzuron (16-20 DAW) n'ont affecté la nitrification. Aucune conclusion n'a pu être tirée sur l'impact du fénitrothion (pulvérisé un jour avant la fin de l'essai de nitrification).

¹ Très souvent, les insecticides favorisent l'ammonisation.

² p.s.s. = poids sec du sol

Figure VI.2

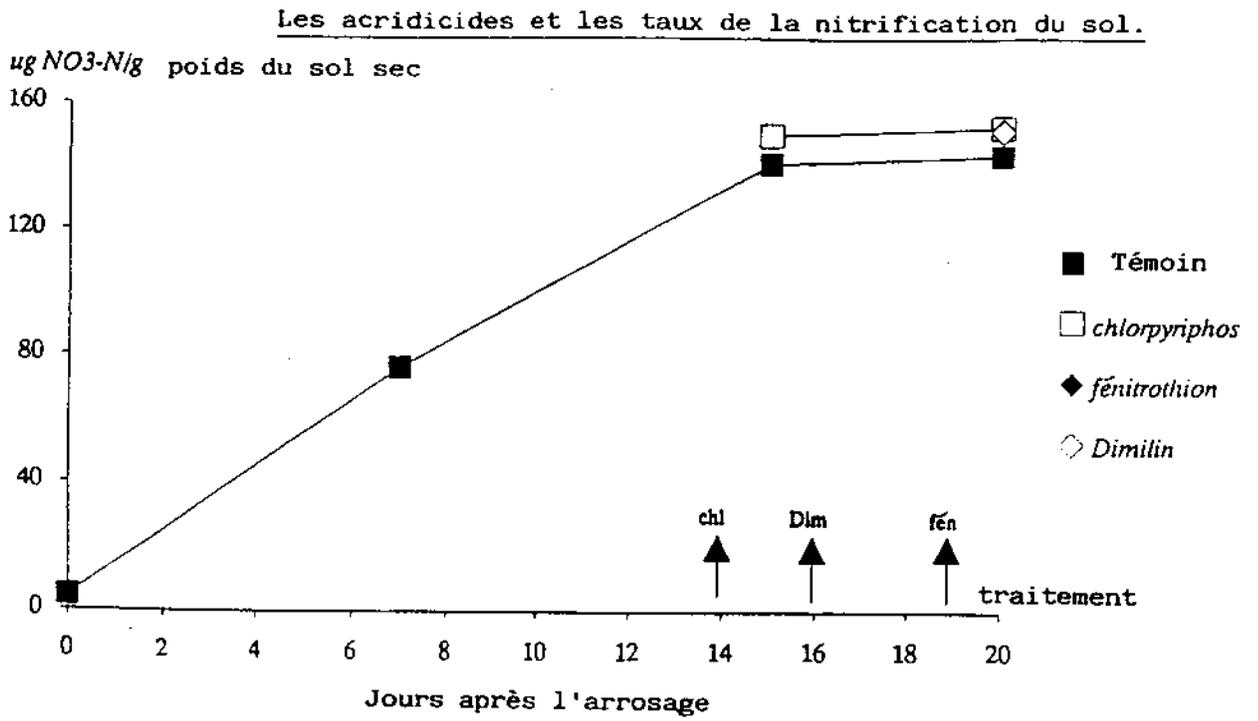
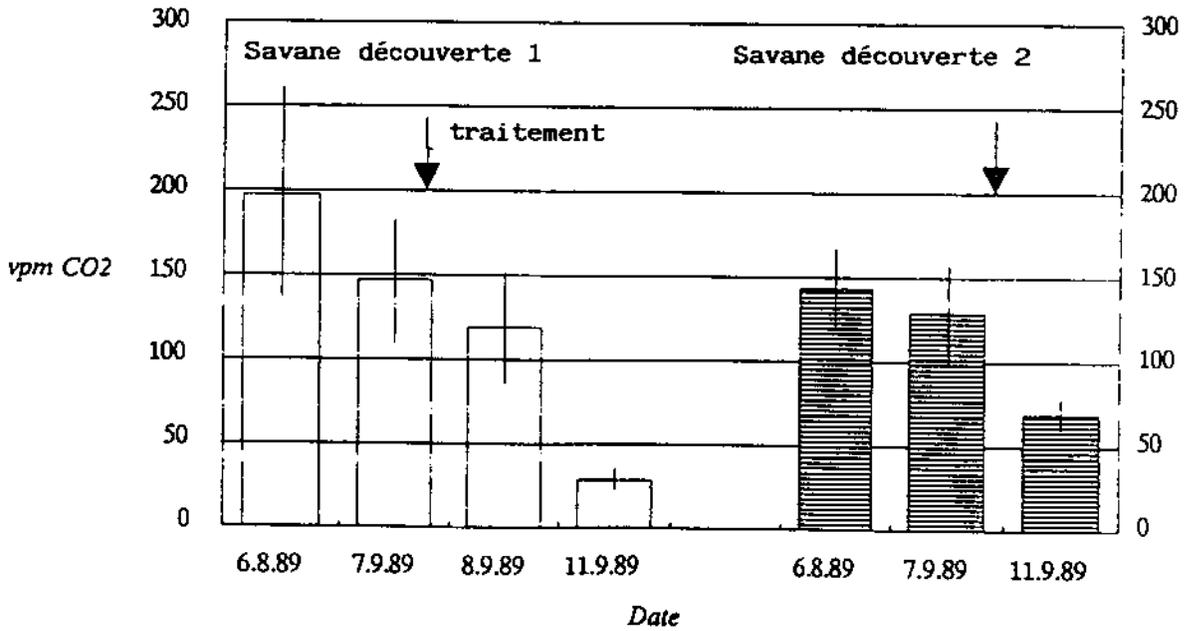


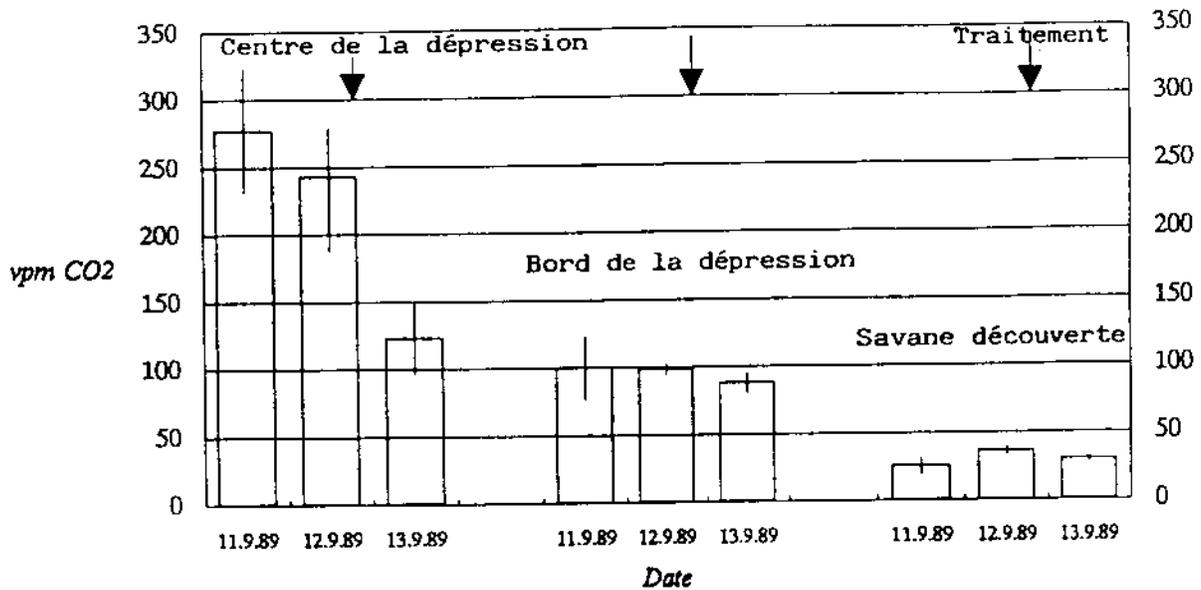
Figure VI.3

Taux de respiration du sol avant et après traitement au chlorpyrifos.



² n.b. l'échelle de l'axe X

Figure VI.4 Respiration du sol avant et après traitement au fénitrothion



Respiration

In situ

Les taux de respiration du sol ont été mesurés en deux endroits de la savane juste avant et après le traitement au chlorpyrifos (Bloc E ; Fig. VI.3). La respiration maximum a été enregistrée le 8/6/9 alors qu'une importante pluie était tombée la veille : les chiffres ci-après : $260 \text{ vpm} = 800 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($20 \text{ g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$), indiquent qu'il s'agissait d'une période connaissant une intense activité microbienne. Dans ces deux endroits de la savane la diminution linéaire³ des concentrations de CO₂ produit était attribuée à la baisse de l'humidité du sol, étant donné que la pluie n'était pas tombée depuis le 5/8/89. Le chlorpyrifos n'a pas eu d'effet significatif sur la respiration du sol, bien que les effets mineurs auraient été masqués par les graves conséquences de l'humidité sur la respiration.

Contrairement au Bloc E, les sols du Bloc B étaient plus secs au moment de l'épandage du fénitrothion (Fig.VI.4). En conséquence, la variation de l'activité microbienne (progressivement sur une période donnée) était réduite dans la zone située en pleine savane et au bord de la dépression. Toutefois, la production de gaz carbonique au centre de la dépression était plus variable. Il y avait probablement un effet dû au taux de déshydratation, étant donné que le sol doté d'une plus lourde texture et moins éclairé s'assèche plus lentement.

³ n.b. échelle d'axe X

De réelles différences sont apparues le long de la coupe traversant les trois habitats ; elles concernent la respiration des sols de la pleine savane, du bord et au centre de la dépression. L'augmentation de l'argile, du contenu du total carbonique organique des sols de la pente menant au centre de la dépression était l'explication la plus plausible de ces différences. La respiration dans la dépression avait atteint $23 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$. Les basses températures dans les dépressions retardent également l'évaporation et l'évapotranspiration (Fig.VI.1 - description de la température).

Figure VI.5

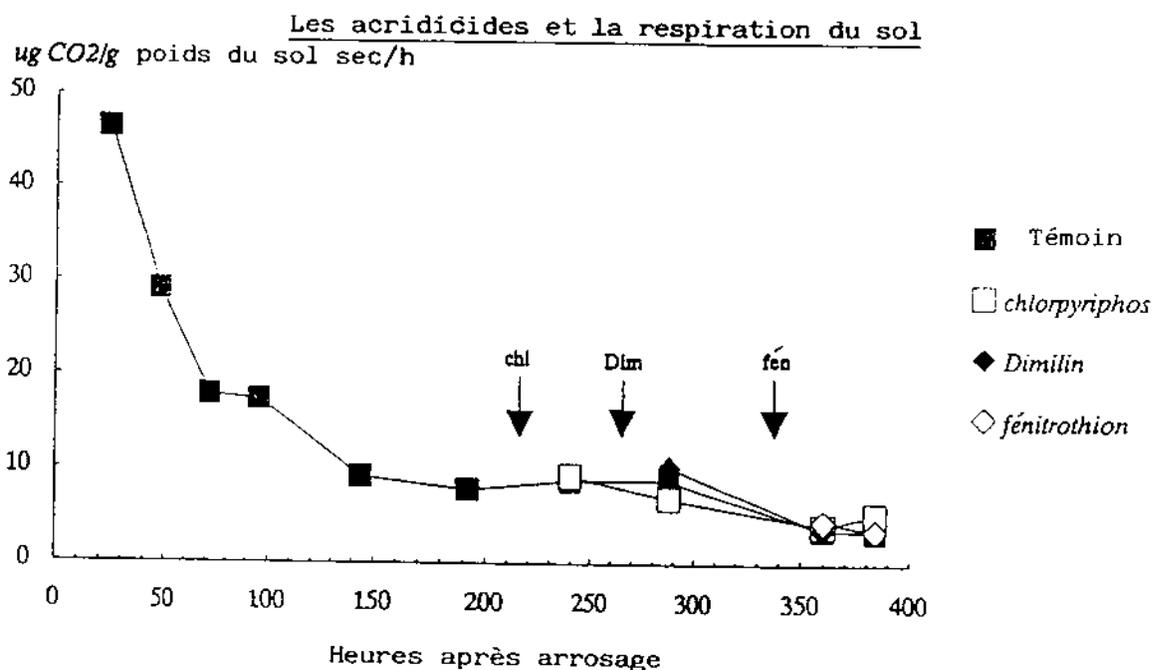


Figure VI.6

Paramètres physico-chimiques pendant la mesure de la respiration du sol.

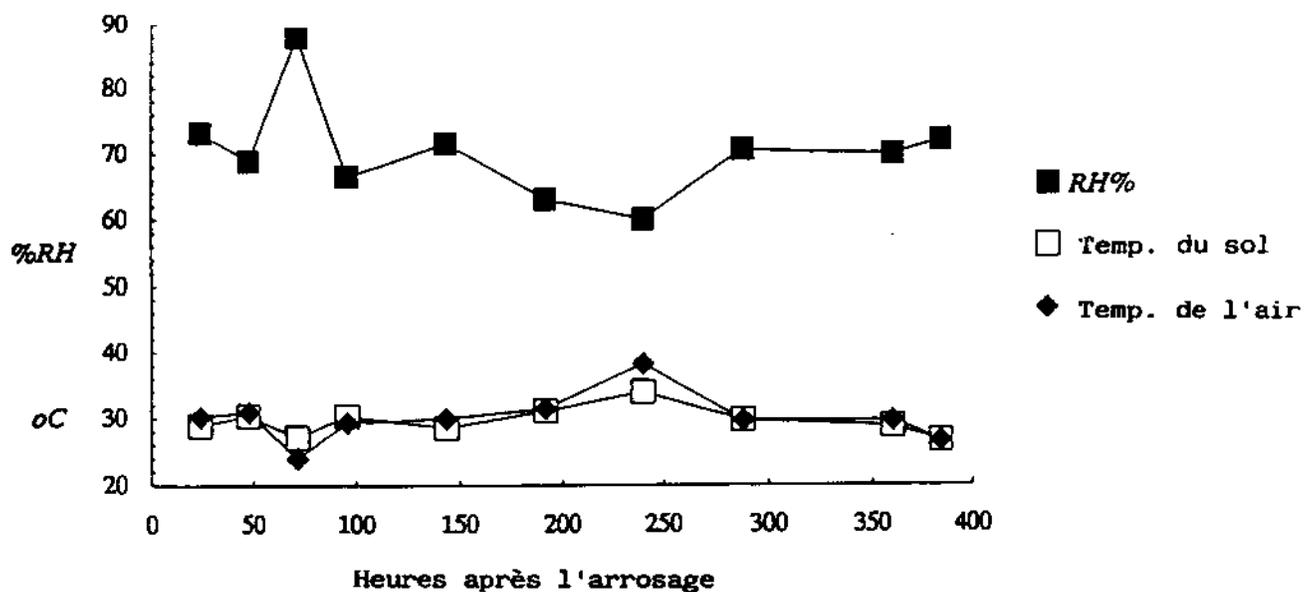
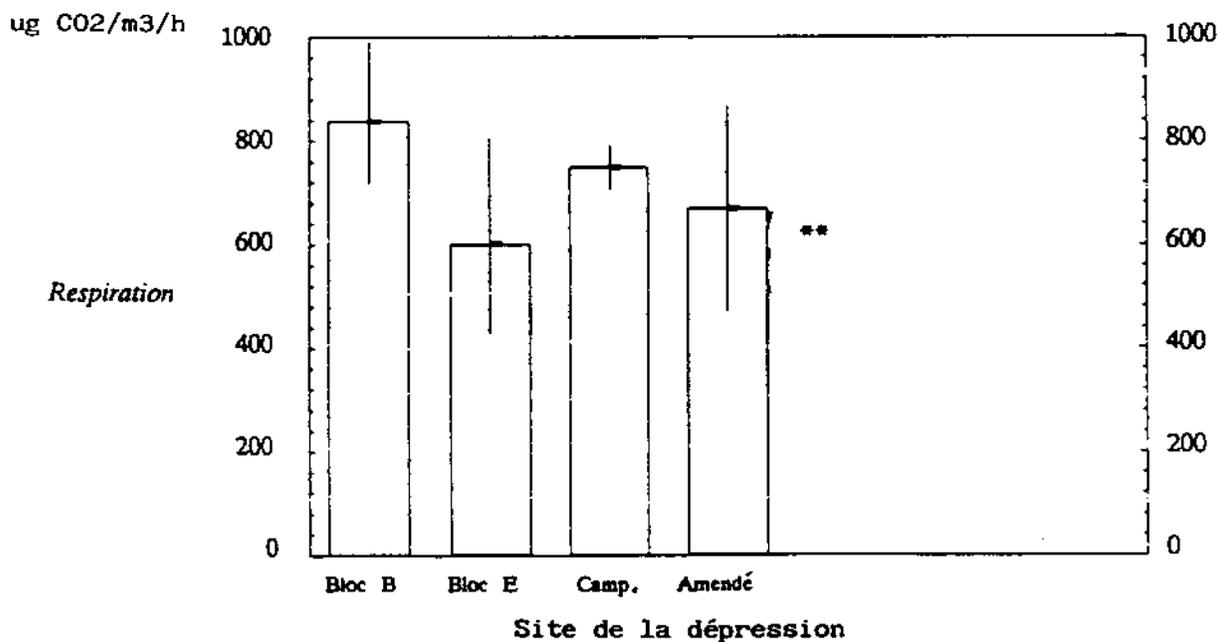


Figure VI.7

Emanations d'acide carbonique: dépressions vs. sols amendés



** Emanations parvenant du sol amendé, calculées à partir du taux de respiration, de la densité de masse (1,1 g/cm³) et de la masse à une profondeur de 10 cm.

Dans les zones où les dépôts sur le sol de produits pulvérisés étaient plus importants (zones découvertes et bords des dépressions), le fénitrothion n'a pas eu d'effet prononcé sur la respiration du sol au lendemain du jour du traitement. Au centre de la dépression où, en principe, le produit pulvérisé n'a aucun contact direct avec le sol, on notait, 24 heures après le traitement, une diminution manifeste de l'évolution du CO₂, même si cette dernière n'avait aucune signification statistique. Les zones traitées au diflubenzuron n'ont fait l'objet d'aucune étude *in situ* de la respiration.

Les sols amendés

L'émanation de CO₂ produite par la décomposition des matières organiques du sol a été mesurée à divers niveaux après arrosage des sols (Fig.VI.5). L'influence des acridicides sur le processus a été examiné après l'interruption de la première vague de CO₂. L'exploitation de l'activité microbienne, produite par l'arrosage et l'utilisation du carbone du sol aisément accessibles, s'est calmée au bout de 150 h, lorsque la respiration s'est stabilisée aux alentours de 5-10 µg CO₂ g p.s.s.⁻¹. L'effet de la température diurne sur l'activité microbienne a été modérée par une évaluation de la respiration aux mêmes moments de la journée, néanmoins, il a été noté de légers écarts de température entre les différentes dates (Fig. VI.6), écarts apparaissant comme des interférences sur la courbe.

Les sols témoin aussi bien que les sols traités ont été mesurés à la même température. L'émanation de CO₂ à partir de 150 h est conforme aux mesures *in situ* prises dans les dépressions, celles dotées d'un taux d'humidité adéquat (Fig. VI.7).

Les taux de respiration des sols traités au chlorpyrifos, au fénitrothion et au diflubenzuron n'ont révélé aucune différence significative avec les sols témoin. Il en a été conclu qu'il n'y a pas eu d'altération immédiate de la décomposition microbienne. (En fait, la décomposition aurait dû être étudiée plus longtemps, pendant environ 30 jours ; les retards enregistrés dans les traitements ont empêché cela).

Chlorophylle du sol

Les épaisses croûtes superficielles composées d'algues ont été associées, dès le début de la saison des pluies, avec les régions humides et ombrées - avant que les herbes et les herbacées ne limitent la pénétration de la lumière. Les concentrations de chlorophylle dans ces croûtes atteignait 179 mg chl a m⁻² sol. La chlorophylle a diminué le long des lignes transversales allant du centre de la dépression à la pleine savane (Fig.VI.1). Les algues de la pleine savane ont poussé en dessous de la surface du sol, teintant le sable d'un marron clair à foncé et changeant ses propriétés de réflectibilité. La chlorophylle contenue dans ces

sables allait de 11,6 mg chla m⁻² (marron foncé) à 0,08 mg m⁻² (marron clair), bien que de petites quantités d'ombres soient en mesure d'accroître la chlorophylle à 17,5 mg m⁻². Les effets éventuels des acridicides sur la chlorophylle du sol n'ont pas été mesurés.

Les croûtes d'algues étaient surtout composées de *Cyanophyceae* du genre *Lyngbya* et *Oscillatoria* (Nostocales non branchus) et les algues vertes étaient représentées par les *Chlorophyceae* et les *Bacillariophyceae* (diatomées) ; les algues vertes étaient beaucoup moins abondantes. Cet assemblage hétérogène a rendu impossible l'évaluation de la biomasse sur pied à partir des concentrations de chla.

Discussion

Les organophosphorés, chlorpyriphos et fénitrothion, et le diflubenzuron (IGR) sont dotés d'une rémanence modérée ou faible dans les sols, leur utilisation pendant la saison des pluies offrant des conditions quasi optimums en vue de leur détoxification ou de leur dégradation rapide par l'action physique et biochimique. En pleine savane, la mobilité de ces trois acridicides est supérieure à leur mobilité dans les dépressions où la teneur en argile est légèrement plus forte. Les coefficients de scission laissent à penser que le chlorpyriphos (Log P= 5,2 n-octanol : scission de l'eau) et le fénitrothion (4,4) sont non-polaires et facilement absorbés. Le diflubenzuron a également un haut degré d'absorbance aux sédiments mais sa dégradation dépend plus de la taille des particules que des particularités du sol. D'ici à ce que les herbes et herbacées annuelles s'assimilent dans le sol, (<1 an), les résidus des acridicides ne seront pas encore mesurables ou n'auront pas encore eu d'effets nocifs sur l'activité microbienne.

Les concentrations des organophosphorés utilisés dans l'étude étaient égales à 3,6 ppm pour le chlorpyriphos et 6,6 ppm pour le fénitrothion (densité de masse = 1,35 ; profondeur³ du sol= 1 cm). Dans des conditions stables de laboratoire, le chlorpyriphos à 10 et 100 ppm a affaibli, pendant une période ne dépassant pas deux semaines, la nitrification de l'azote organique du sol et de (NH₄)₂SO₄ dans un terreau sableux (pH8.1) et un sable riche en terreau (pH7.4), mais au bout de trois semaines il a été constaté une récupération des nitrifiants (et de l'oxydation). Les faibles dosages (0,5 - 5 ppm) n'ont pas eu les mêmes effets dans le terreau sableux (pH 7.6) (Tu, 1969, 1970). Le fénitrothion utilisé à des taux d'application très élevés (10-50kg ha⁻¹) aurait une influence sur la nitrification, mais l'inhibition initiale a cédé la place à une revitalisation (Dhanaraj 1988 ; Ross 1974). Le chlorpyriphos et le fénitrothion utilisés comme acridicides étaient dosés juste

³ Une profondeur de 10 cm équivaut à 0,36 et 0,66 ppm.

en deça du niveau où les effets au laboratoire sont manifestes.

Contrairement aux nitrifiants qui sont physiologiquement analogues, les groupes microbiens intervenant dans la décomposition de matière organique sont différents du point de vue physiologique et bien que les perturbations dues aux insecticides soient susceptibles de supprimer les populations sensibles, le processus global peut ne pas être bouleversé outre mesure. Il a été prouvé que les dégradeurs de la cellulose et la respiration du sol se renforcent dans le terreau argileux suite à un traitement au chlorpyriphos en conditions naturelles ($100-10^{-4}$ g ha⁻¹) (Tu, 1969; Sivasitharamam, 1970). et, au cours d'autres études en laboratoire, il a été noté une revitalisation de l'activité respiratoire de trois sols traités avec 112 kg de fénitrothion ha⁻¹ (Anderson, 1978). Il n'a pas été démontré que le diflubenzuron affecte les processus de décomposition. A l'opposé des conditions de la nitrification, les concentrations d'acridicides utilisés étaient inférieures de plus d'une unité à celles pour lesquels l'on décèle, en laboratoire, des effets sur la respiration du sol.

Les conséquences écologiques de l'humidité du sol et de la température sur la minéralisation du carbone et l'oxydation de l'ammoniac sont très sévères dans la savane, compte tenu que ces processus microbiens sont sujets aux extrêmes de ces deux facteurs pendant la saison humide. Par conséquent, il est manifeste que les fluctuations de température et changements dans l'humidité du sol exercent un bien plus grand effet sur la respiration du sol que l'un quelconque des acridicides utilisés dans le cadre de la lutte contre les criquets. La transformation linéaire d'ammoniac en nitrate était également considérée comme liée aux températures extrêmes. Il reste toutefois quelques doutes sur la dose réelle de chlorpyriphos reçue par les sols amendés à l'azote et sur les effets des retards enregistrés dans la pulvérisation des nitrifiants. Le fait que les sols ont par la suite été exposés de manière peu conventionnelle, alors que les populations nitrifiantes avaient été déjà établies, est probablement d'une plus grande importance pour les conditions sur le terrain au moment des opérations d'application que le rituel de l'essai de toxicité de la phase fixe. Il aurait fallu faire un plus grand nombre d'observations posttraitement sur la nitrification et la respiration du sol.

Au début de la saison humide les algues envahissent rapidement les surfaces nues de la savane pleine (et arborée) où elles apportent du carbone fixe et, parfois, de l'azote à un milieu plutôt hostile. En même temps, elles améliorent la structure du sol et augmentent l'élasticité de la couche superficielle du sol, la protégeant ainsi des bouleversements mécaniques dus à l'action du vent, de la pluie et du pâturage (facteurs érosifs). Les composés organophosphorés sont relativement inoffensifs pour les algues, même si de faibles concentrations de chlorpyriphos (1,2 ppb) ont ralenti la croissance du phytoplancton et stimulé celle des

cyanophycées (2,4 ppb) (Hurlbert et al., 1972). Le diflubenzuron a stimulé l'activité de fixation de N₂ de l'*Azotobacter* ayant poussé sur culture médium au laboratoire (Martinez-Toledo et al., 1988).

La stabilité du sol est un facteur primordial de la diminution de l'érosion et des risques de désertification dans une région connaissant une forte tendance au surpâturage. Le couvert végétal étant la meilleure défense contre l'érosion, les effets directs ou indirects des acridicides sur la fertilité du sol ou la croissance des algues devraient être l'objet d'une grande préoccupation dans le milieu naturel du criquet pèlerin. Lorsqu'un traitement régulier n'est pas prévu, comme dans le cas de l'habitat du criquet pèlerin, ces acridicides ne doivent pas être considérés comme nuisibles à la fertilité du sol et à la production de base en tant que voies microbiennes.

Recommandations

Le rôle des herbivores mammifères dans la production d'éléments nutritifs est peut-être sous-estimé dans la prairie annuelle. Les effets indirects des acridicides sur l'incorporation et la décomposition des matières organiques en fèces grâce aux invertébrés que sont les scarabées et les bousiers, sont susceptibles de revêtir une importance biologique pour la production végétale. De même, une réduction de la prédation sur les animaux vivant des pâturages pourrait avoir une influence sur la croissance des algues, indifféremment de ces conséquences sur la fixation de novo du carbone et de l'azote et sur la stabilité du sol. Il serait peut-être opportun de consacrer des études à ces domaines.

Références

- Anderson JR (1978) Pesticide effects on non-target soil microorganisms. In: Hill R & Wright SJL (Eds) *Pesticide Microbiology*, pp 313-533 Ac Press, London
- Dhanaraj PS (1988) Effects of pesticides on nitrification and denitrification. In: Lal R & Lal S (Eds) *Pesticides and Nitrogen Cycle Vol II* pp 48-118 CRC Press, Florida, USA
- Hurlbert S, Mulla MS & Wilson H (1972) Effects of an organophosphorous insecticide on phytoplankton, zooplankton and insect populations of fresh-water ponds. *Ecol Monogr* 42:269-299
- Martinez-Toledo MV, Gonzales-Lopez J, De La Rubia T, Moreno J & Ramos-Cormenzana A (1988) Diflubenzuron and the acetylene-reduction activity of *Azotobacter vinelandii*. *Soil Biol Biochem* 20:255-256
- Ross DJ (1974) Influence of four pesticide formulations on microbial processes in a New Zealand pasture soil. II Nitrogen mineralization. *NZ J Agric Res* 17:9-17
- Sivasithamparam K (1970) Some effects of an insecticide (Dursban) and a weed killer (Linuron) on the microflora of a submerged soil. *Riso* 19:339-346
- Tu CM (1969) Effects of four organophosphorous insecticides on the activity of microorganisms in soil. *Bact Proc* 9:3
- Tu CM (1970) Effects of four organophosphorous insecticides on microbial activities in soil. *Appl Microbiol* 19:479

Abdoulaye Niassy

Introduction

Au Sénégal, le fénitrothion et le malathion sont les insecticides les plus largement utilisés en raison de leurs atouts (effet rapide, courte rémanence dans l'environnement). Il existe, cependant, un besoin, pour le Service sénégalais de protection des végétaux, de diversifier ses insecticides et de réduire les coûts d'application ainsi que les éventuels problèmes écologiques. C'est en partie pourquoi le chlorpyrifos et le diflubenzuron (un inhibiteur de croissance) ont été ajoutés à la liste de produits retenus pour cet essai.

Objectifs

1. Evaluer les effets à court et long terme du fénitrothion, du chlorpyrifos et du diflubenzuron sur le complexe acridien dans la région ; le premier étant actuellement utilisé alors que les deux derniers vont bientôt l'être.
2. Déterminer si les doses supérieures aux doses recommandés sont susceptibles d'accroître la mortalité en plus des éventuels risques pour l'environnement.
3. Comparer les effets des trois insecticides sur les populations de sauteriaux.
4. Faire des recommandations concernant l'utilisation de ces insecticides.

Matériels et méthodes

Stratégie

Un site d'observation assez représentatif a été choisi à l'intérieur de chaque bloc. Sur chaque site, les observations ont été effectuées de façon hebdomadaire. Elles concernaient essentiellement les densités, le piégeage lumineux et les captures au filet fauchoir. Une zone témoin supplémentaire, CFG, a été choisie à proximité du bloc F (Chapitre 1, Figure I.2 ; astérisque après le bloc F) en raison des différences existant entre la végétation des blocs C, F et G.

Comptage des densités

Des tubes en plastique fournis par le Laboratoire d'Entomologie du Service national de la Protection des Végétaux ont été coupés en pièces pour faire des cerceaux d'une circonférence de 0,1 m². Des centaines de cerceaux ont ainsi été fabriqués et utilisés pour le comptage des densités d'insectes. Ces comptages ont été réalisés d'après une méthode mise au point par Huddleston et Edwards (1986). Vingt-cinq cerceaux ont été déposés sur un site, le long d'une transecte de 250 m (qui s'étend du plateau au bas fond afin de couvrir tous les habitats) 24 heures avant la détermination des densités.

Ce délai était suffisant pour permettre aux insectes perturbés de retrouver à nouveau leur répartition naturelle à travers le site. Les comptages se faisaient le matin de bonne heure de la manière suivante :

- Un opérateur se place en début de transecte avec une tige à la main assez longue pour lui permettre d'atteindre le cerceau de loin. La tige est introduite dans le cerceau et seuls les sauteriaux qui sautent du cerceau sont dénombrés et notés sur une fiche de notation établie à cet effet ;
- après comptage de tous les cerceaux, la moyenne de la semaine est calculée.

Au cours de ces opérations de comptage, les nymphes ont été séparées des imagos, mais il n'y a pas eu de séparation des stades larvaires.

Piégeage lumineux

L'objectif du piège lumineux était de permettre une vue globale des espèces de la zone. Le piège lumineux a été placé sur le même site au cours de la soirée consécutive au comptage des densités. Le piège utilisé pour cet essai était en métal et avait une hauteur de 1,69 m. Le réservoir avait 57 cm de diamètre, 23 cm de profondeur. Son toit conique avait 75 cm de diamètre à sa base la plus grande et était supporté par trois barres de 79 cm. Les barres supportant le toit et la base étaient ajustables, de sorte que la hauteur pouvait se changer à volonté. Le bac de réception était percé à la base par un trou pour recevoir un tube de gaz relié à une lampe placée à son sommet. Deux filtres placés à l'intérieur de ce bac permettaient de recueillir les insectes pris au piège. Le piège permettait la capture dans un rayon d'environ 500 m, donc bien à l'intérieur de la parcelle d'expérimentation.

Une solution de 15 à 18 l d'eau et de détergent a été placée dans le bac de 25 l de capacité avant que le piège ne soit allumé (à 19H30 ou 20H30). Le piégeage avait duré 2 heures chaque nuit.

En fin de ces deux heures, le piège a été recouvert. Les insectes étaient collectés le lendemain matin et amenés au laboratoire pour le triage. Toutes les espèces ont été enregistrées et codifiées sur des fiches.

Capture au filet fauchoir

Dans la mesure où tous les insectes ne pouvaient pas être attirés ou capturés par le piège lumineux, il a été jugé nécessaire d'utiliser un filet fauchoir afin de compléter le tableau. Cet outil venait seulement en complément au piège lumineux.

La capture au filet fauchoir était effectuée juste avant le piégeage lumineux ou le jour suivant. Il consistait en 200 coups de filet le long de la transecte de comptage. La récolte était ramenée au laboratoire pour le triage. Les résultats étaient ensuite cumulés à ceux du piège lumineux.

Résultats et Discussion

La communauté entomologique

Comme on peut se rendre compte par les captures au pièges lumineux et au filet fauchoirs, la communauté entomologique est très diverse. Un total de 69.313 individus (représentant toutes les espèces) a été capturé au cours de la période d'essai. Ce total est réparti comme suit (Tableau VII. 1) : 14.712 au bloc A, 6.163 au B, 12.174 au C, 7.279 au D, 5.350 au E, 18.184 au F et 5.451 au bloc G. La moyenne des captures a été de 1839, 1.027, 2.029, 1.040, 764, 3.031 et 909, respectivement, pour les blocs susmentionnés. C'est ainsi qu'il est apparu que les blocs F, C et A avaient les populations les plus importantes alors que B, D et G renfermaient le nombre moyen et E le nombre le plus faibles. En général, une moyenne d'au moins 1.509 individus a été capturée par jour et sur toute l'étendue de la zone d'essai. Le nombre d'espèces collectées était de 210, 198, 220, 143, 147, 194 et 172 pour les blocs respectifs. En termes de la diversité des espèces, les blocs A, B, C, F et G se ressemblaient le plus, puis D et E. Malgré les différences apparentes dans le nombre des espèces, tous les blocs pouvaient être considérés comme relativement similaires en ce qui concerne la composition de leurs espèces. Un total de 11.557 insectes a été capturé par les deux méthodes, sur le complexe acridien. En d'autres termes, les sauteriaux représentaient environ 16,8% de l'ensemble de l'entomofaune de la zone des tests (selon les captures réalisées par les techniques ci-dessus) (Annexe VII.1) avec 22 différentes espèces (Tableau VII.1 et Annexe VII.1). Les principales espèces de la zone d'essais étaient les suivantes : *Oedaleus senegalensis* 40%, *Stenohippus epacromioides* 21%, *Stenohippus xanthus* 13%, *Aiolopus simulator* 11%,

Hyeroglyphus daganensis 5%, et *Cataloïpus cymbiferus* 2%. Seize (16) autres espèces étaient également présentes mais avec des nombres très limités (moins de 1 %). Toutefois, au niveau de toutes les parcelles, *Oedaleus senegalensis* se retrouvait en nombres importants. Ex : 35,7% au bloc A, 44,3% en B, 59,8% en C, 39,3% en D, 70,8% en E, 16,2% en F et 21,8% en G. *Stenohippus* et *Aiolopus simulator* avaient aussi une présence constante mais à des taux plus faibles. C'est pourquoi *Oedaleus senegalensis* était la première espèce-indicateur, de *S. epacromioides* et de *A. simulator*. Les chiffres cités dans le présent texte concernent surtout ces espèces. *H. daganensis* et *C. cymbiferus* sont des insectes d'arrière-saison qui se reproduisent une fois par année. Ce n'est qu'à la mi-septembre que leur présence était notable dans les parcelles alors que les 3 premiers étaient présents toute la saison.

Tableau VII.1: Totaux des insectes capturés pendant la période expérimentale. Les moyennes figurent aussi sur ces tableaux (6 juillet au 10 octobre 1989, Rd. Toll).

Semaine de piégeage	Blocs							TOTAL	MOYEN
	A	B	C	D	E	F	G		
1	101	160	2225	346	63	5840	1346	10081	1440
2	11139	475	2110	2540	209	10333	251	72057	8865
3	892	997	297	1520	57	46	61	3870	552
4	708	15	4938	465	148	15	163	6592	941
5	313	1804	1610	23	37	1337	3016	8140	1163
6	693	2712	994	549	605	473	614	6640	948
7	513	-	-	1836	4231	-	-	6580	1645
8	353							353	353
Tot.	14712	6163	12174	7279	5350	18184	5451		<u>69313</u>
MOYEN	1839	1027	2029	1039	764	3030	9085		<u>1506</u>

Composition par âge

Oedaleus senegalensis est l'une des espèces de sauteriaux du Sahel les plus dangereuses, sinon la plus dangereuse. Cela tient à son aptitude à produire plus d'une génération (1-3) dans l'année, à ses capacités migratoires et à sa voracité. Cette année à Richard-Toll, nous avons pu suivre une génération. En réalité, il était devenu manifeste que tout au début de la période de prélèvement des échantillons, les populations étaient surtout composées des premier et 2ème stades et de quelques imagos. Ces imagos (probablement allochtones) ont disparu plus tard pour céder la place à de jeunes nymphes qui se sont développées dans la zone d'essais pour devenir nos cibles. Comme le montre le Tableau VII.3, la mue imaginale a commencé pendant la première semaine du mois de septembre. L'application a été effectuée sur une population mixte de sauteriaux (L4, L5 et jeunes imagos. La mue s'était achevée dès le 20 septembre (dans les blocs F et G), ce qui correspondait à la semaine de capture n°8 (Tableau VII.3). La recolonisation des surfaces traitées était principalement par les imagos provenant des zones adjacentes.

Dynamique de la population d'insectes dans la zone d'essais et indications relatives aux effets des traitements

Chaque bloc a été séparément comparé au bloc témoin C ; les blocs F et G ont été comparés au site témoin CFG. Les tendances de la population d'août à octobre sont révélées par le Tableau VII.3 et les Figures VII.1 à VII.7.

Bloc A

Le bloc A a été traité au fénitrothion 500 ULV à 485 g m.a./ha. Les populations ont diminué au cours des trois premières semaines du mois d'août. Cela est également vrai pour la parcelle témoin C. Cette situation est due au fait que les populations allochtones qui étaient présentes dans la zone ont commencé à la quitter au fur et à mesure qu'elle s'asséchait. Toutefois, vers le 22 de ce même mois on a enregistré des pluies importantes qui ont permis l'éclosion des oeufs encore quiescents dans le sol. Cet événement explique le nombre maximal constaté les 25-26 août au niveau des blocs A et C. Cependant, elles ont commencé aussitôt à décroître de façon timide. Cette diminution a été accélérée par le produit appliqué le 8 septembre (Fig. VII.1).

Le début de recolonisation était devenu évident 48 heures après l'application, mais elle était lente jusqu'au 21 décembre. Environ 2 semaines après, l'augmentation des populations a atteint un rythme plus rapide. L'effet du produit chimique sur les populations d'insectes a donc été manifeste.

Bloc B

Ce bloc a été traité au fénitrothion 500 ULV à 825 g m.a./ha. La baisse notée au bloc A a aussi touché le bloc B: toutefois, les insectes ont commencé à récupérer dès la deuxième semaine d'août, moment où nous avons constaté une certaine augmentation du nombre d'insectes de la parcelle, en raison, probablement, des éclosions provoquées par une légère précipitation survenue quelques jours plus tôt. Si on les compare à celles de la parcelle témoin, les populations du bloc B ont augmenté plus rapidement jusqu'au 25 août, date à partir de laquelle elles ont recommencé à décroître lentement. L'application de l'insecticide, le 12 septembre, a causé une baisse très sensible des densités (Fig. VII. 2), à un rythme beaucoup plus rapide que celle du bloc témoin. Ici aussi, la recolonisation a commencé 48 heures après le traitement. Elle est restée lente au cours de la 1ère semaine suivante, mais s'est intensifiée par la suite. Les effets du produit chimique étaient également manifestes au bloc B, mais ils étaient comparables à ceux constatés au bloc A en ce qui concerne l'intensité et la recolonisation.

Bloc D

Ce bloc a été traité au chlorpyrifos 450 ULV à 270 g m.a./ha. Les baisses de population observées dans les deux cas précédents se sont aussi produites au bloc D pendant les trois premières semaines (période de sécheresse). Les pluies ont été suivies d'éclosions et d'augmentation des densités de populations. L'application a eu lieu le 5 septembre, et a eu pour conséquence une baisse des populations beaucoup plus sensible que sur le bloc témoin. Nous avons noté que le niveau des populations du bloc D est resté sensiblement supérieur à celui des populations du bloc témoin C (Fig. VII.3). La recolonisation a débuté 24 heures après les applications et a connu un accroissement régulier jusqu'au 14, date à laquelle les populations ont commencé à vite monter. Nous pensons que cette vitesse exceptionnelle de recolonisation pourrait être, en partie, due à la pluie tombée sur la parcelle 18 heures après le traitement.

Tableau VII.2 Composition des espèces de sauteriaux dans les parcelles d'expérimentation, comme indiqué par le piégeage lumineux et par l'échantillonnage à la filet fauchoir; les quantités de l'espèce *Oedaleus senegalensis* étaient de loin les plus importantes. Seulement les espèces principales (1%) sont mentionnées.

ESPECE	A	B	C	D	E	F	G	Abondance Relative	Total
<i>Oedaleus senegalensis</i>	589	461	1283	624	1100	452	142	40%	4651
<i>Stenohippus epacromioides</i>	175	28	150	660	161	1042	212	21%	2428
<i>Stenohippus xanthus</i>	277	118	104	109	53	803	82	13%	1546
<i>Aiolopus simulator</i>	297	228	414	65	42	87	96	11%	1229
<i>Hieroglyphus daganensis</i>	125	111	31	16	31	114	124	5%	552
<i>Cataloïpus cymbiferus</i>	83	6	13	6	58	18	7	2%	191
Autres espèces	105	88	155	107	109	266	130	8%	960
TOTAL	1651	1040	2150	1587	1554	2782	793	100%	11557

* *Heteracris annulosus*, *Aiolopus thalassinus*, *Acorypha glaucopsis*, *Pnorisa carinata*, *Pyrgomorpha cognata*, *Pyrgomorpha vignaudi*, *Acrida bicolor*, *Acrida Acrotylus longipes*, *Acrotyles daveyi*, *Acrotylus blondeli*, *Stenohippus gracilis*, *Stenohippus arabicus*, *Zacompso festa*, *Locusta migratoria* and *Diabolocatantops axillaris*

Tableau VII.3: Composition d'âge de la population acridienne pendant la période d'expérimentation. Résultats = par 1/m². Les chiffres = totaux pour 25 cerceaux.

Echanti- llonage	BLOC								
	A			B			C		
	T	N	A	T	N	A	T	N	A
1	78	61	17	44	32	12	111	102	9
2	46	46	0	21	20	1	36	30	6
3	43	31	12	42	39	3	61	19	42
4	90	42	48	71	65	6	59	24	35
5	61	51	10	64	25	39	57	29	28
6	7	4	3	57	2	55	24	5	19
7	1	0	1	3	0	3	33	0	33
8	1	0	1	4	0	4	21	0	21
9	5	0	5	1	0	1			
10	7	0	7	5	0	5			
11	26	0	26	29	0	29			
12	40	0	40	24	0	24			

Echanti- llonage	BLOC												CFG*
	D			E			F			G			
	T	N	A	T	N	A	T	N	A	T	N	A	
1	53	52	1	64	59	5	63	45	18	22	12	11	0
2	43	26	17	145	145	0	36	24	12	23	22	1	0
3	55	44	11	65	64	1	34	31	3	18	12	6	31
4	31	10	11	66	58	8	44	38	6	17	1	16	38
5	4	4	0	6	6	0	78	74	4	8	8	0	74
6	1	0	1	1	0	1	95	88	7	16	4	12	56
7	6	0	6	8	2	6	44	26	18	25	2	23	80
8	15	0	15	10	4	6	59	31	28	20	1	19	136
9	59	0	59	10	0	10	9	0	9	15	0	15	0
10	87	0	87	64	1	63	25	0	25				5
11							8	0	8				
12													
13													

T = Total N = Nymphes A = Adultes

* CFG: témoin pour les blocs F et G (Figure 1.2: astérisque)

Figures VII.1: Dynamique de population dans les blocs A et C. Les effets de l'application du fénitrothion à dose unique (485 g.m.a./ha).

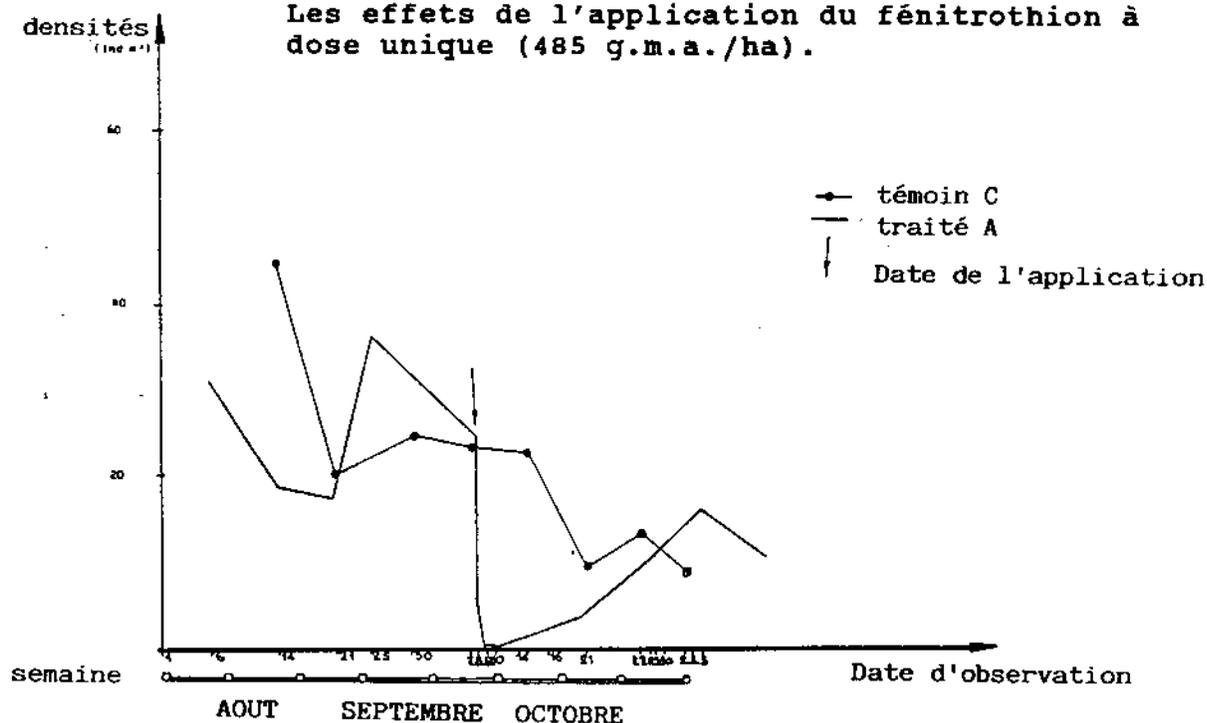
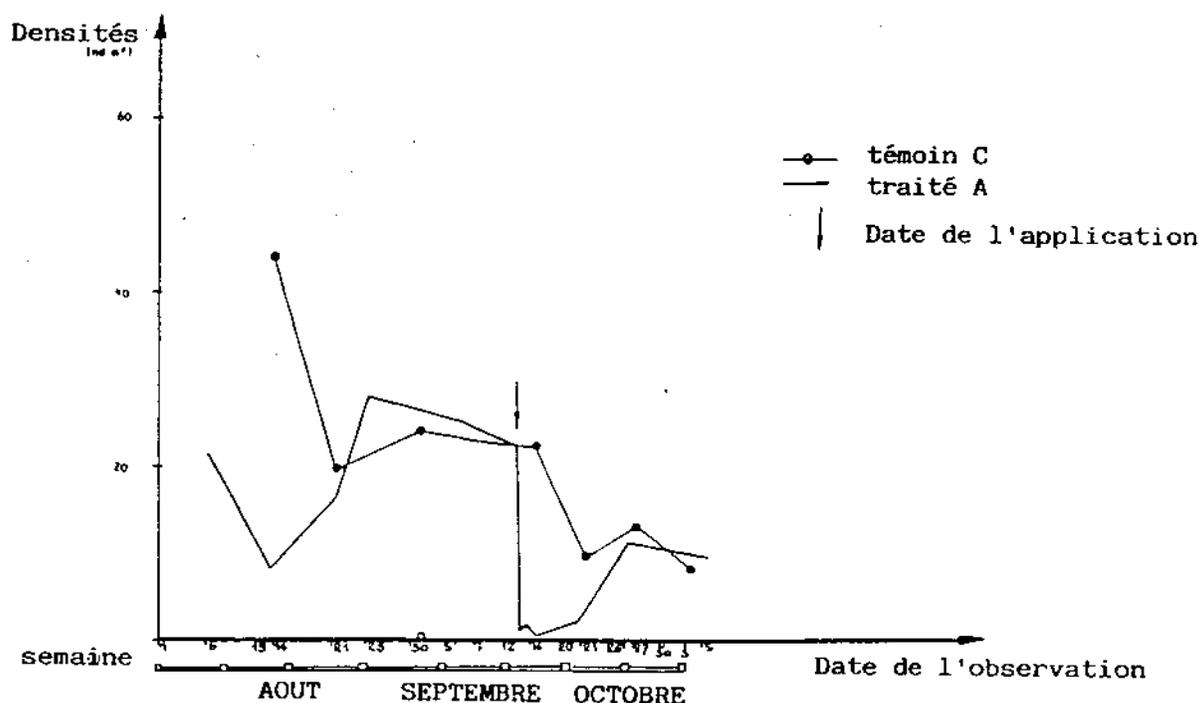


Figure VII.2: Dynamique de la population dans les blocs B et C. Les effets de l'application du fénitrothion à double dose (825 g.m.a./ha).



Figures VII.3: Dynamique de population dans les blocs D et C. Les effets de l'application du chlorpyriphos à dose unique (270 g.m.a./ha).

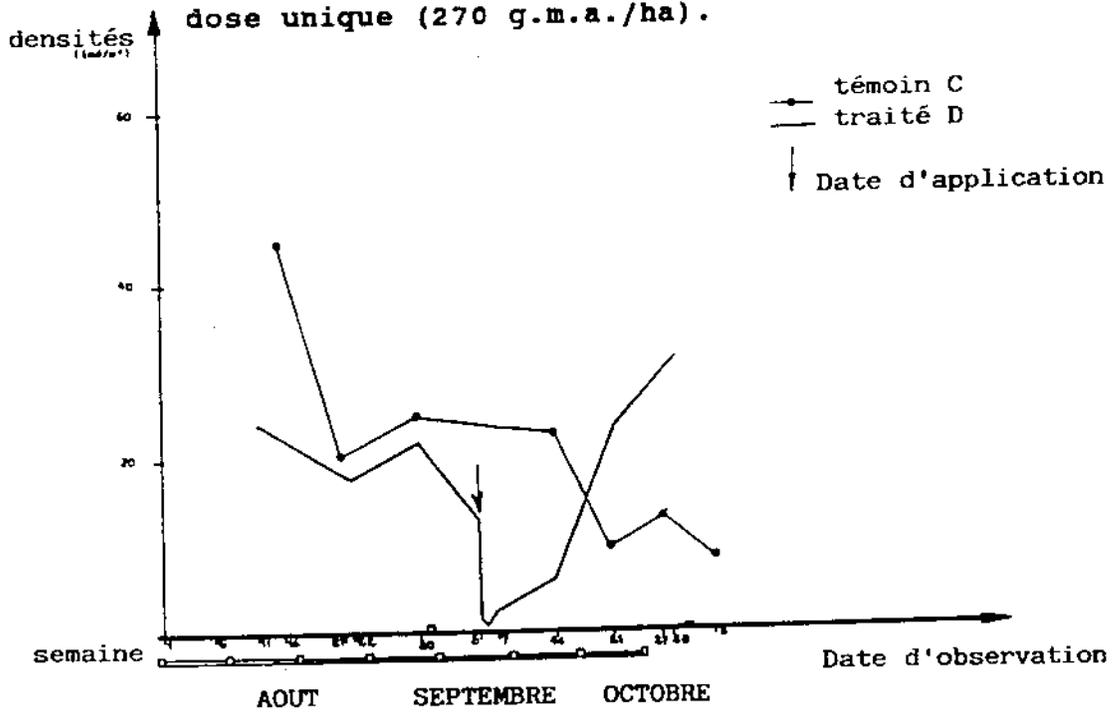


Figure VII.4: Dynamique de la population dans les blocs E et C. Les effets de l'application du chlorpyriphos à double dose (387 g.m.a./ha).

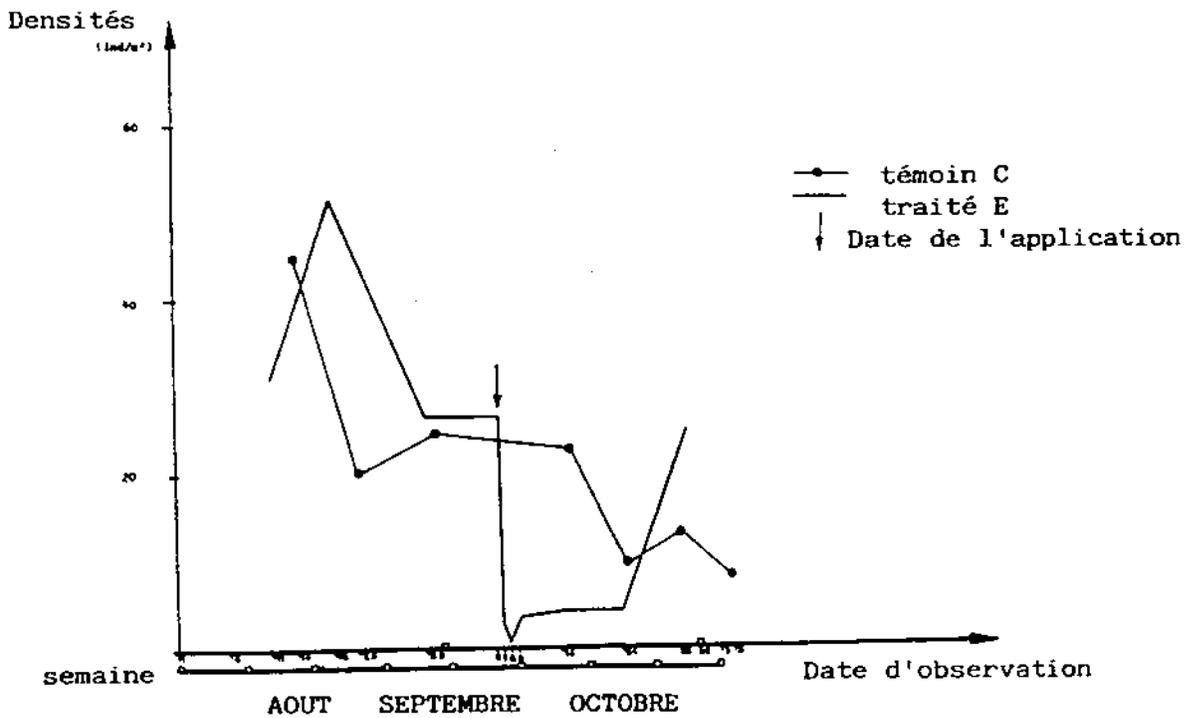
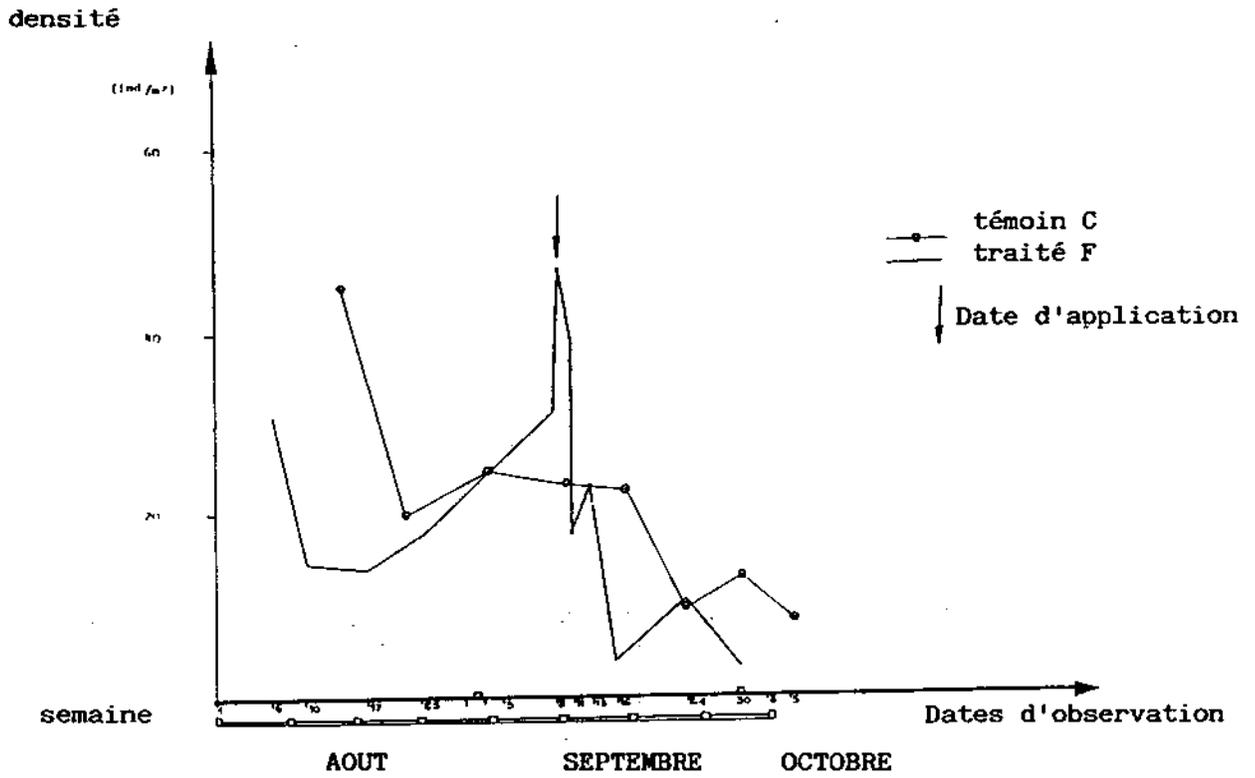


Figure VII.5: Dynamique de la population dans les blocs F et CFG. Les effets de l'application du diflubenzuron à double dose (83 g.m.a./ha).



Bloc E

Cette parcelle a reçu une double dose de chlorpyrifos 450 ULV : 387 g m.a./ha. L'échantillonnage a débuté pendant la deuxième semaine du mois de juillet. Les populations ont rapidement augmenté jusqu'au 18. Après cette date, elles ont commencé à chuter, mais sont restées supérieures à celles de la parcelle témoin C. Les populations étaient en train de s'équilibrer à la date du 7 septembre lorsque le produit a été appliqué. En conséquence, les populations ont considérablement baissé (Fig. VII.4) ; la recolonisation s'est amorcée 24 heures après le traitement et est restée rapide pendant 24 autres heures. Les densités se sont stabilisées 2 semaines après le traitement ; et se sont par la suite rapidement développées pour retrouver leur niveau original.

Bloc F

Ce bloc a été traité au diflubenzuron 450 ULV à 82,8 g m.a./ha. Pendant les 3 premières semaines de juillet ces populations ont diminué pour les mêmes raisons que celles mentionnées ci-dessus ; elles ont ensuite grossi pour atteindre leur maximum au moment de l'application de l'insecticide. L'effet a été retardé jusqu'au 4ème jour consécutif à l'application (Fig. VII.5 et 6), moment à partir duquel la courbe a commencé à chuter de façon très accentuée par rapport au témoin C. La diminution des populations a continué jusqu'à la fin de la saison. Les effets du diflubenzuron sont très sensibles les 4ème et 7ème jours. Au delà de cette période, il ne nous a pas été possible de distinguer les effets du produit de ceux dus aux migrations et à la mortalité naturelle, la zone devenant de plus en plus trop sèche. Cependant, 3 semaines après l'application, le produit chimique était toujours actif.

Bloc G

Ce bloc a reçu une dose unique de diflubenzuron 450 ULV à 37,8 g m.a./ha. Les données ne signalent aucun effet. Néanmoins, étant donné les effets constatés, après le traitement, sur la morphologie des nymphes de Cataloïpus cymbiferus, nous avons été tentés de conclure que le diflubenzuron peut avoir eu quelques effets sur les sauteriaux du bloc G. Ces effets n'ont pas pu être mesurés en raison de contraintes telles que la faible densité des insectes, de la végétation, etc...

Effets des différents produits chimiques sur les acridiens

Ces effets ont été évalués par calcul du pourcentage de réduction des densités, %R, comme suit:

$$\%R = \frac{D1 - D2}{D1} \times 100, \text{ avec}$$

- %R = Taux de réduction de la population
- D1 = Densité (ind/m²) au moins 24 heures avant l'application
- D2 = Densité (ind/m²) après l'application

Le pourcentage de réduction de la densité a été mesuré dans les 48 heures suivant l'application. Pour le diflubenzuron, nous avons choisi 4, 7, 14 et 21 jours. Les densités et taux respectifs de réduction de la population pour chaque produit sont présentés aux Tableaux VII. 5 et VII.6.

Tableau VII.4: Densités approximatives (ind/m) obtenues par la méthode cerceau. Ce tableau récapitule tous les recensements faits du 06/08/89 au 10/10/89. Les valeurs reviennent aux moyennes de 25 recensements par cerceau.

T R A I T E M E N T S

DATES	A	B	C	D	E	F	G
AOÛT							
6	31.2	22.0				31.5	10
10						14.4	
11		24	30.50				
13		8.4					
14	18.4		44.4				
17					13.6		
18					58.0		
20						9	
21	17.2	61.8	20				
22				16.8			
25	36.0	38.4				17.6	
29					26.0		
30			24.4	22		7.2	
SEPTEMBRE							
5		25.6		12.4			
5 + 6H				1.6			
6				0.4	26.4		
7			23.6	2.4	26.4		
7 + 6H					2.4		
8	24.4				0.4		
8 + 6H	2.8						
9	0.4				3.2	31.2	
9 + 6H						46.8	
10	0.4					38.0	6.8
10 + 6H							3.6
11						17.6	3.2
12		22.8					
12 + 6H	1.2						
13		1.6				23.6	
14		0.4	22.8	6.0	4.0		
16	2.0					3.6	
18							10.0
20		2.0					
21	2.8		9.6	23.6	4.0		8.0
22							
24				10.0			
26		11.6					
27			13.2				
28				34.8			
29	10.4				25.6		
OCTOBRE							
1							6.0
2							
3			8.4				
5	16.0	9.6			3.2		

Table VII.5 : Densités des insectes (ind/m) avant (OH), 24 heures, 48 heures, 4 jours, 7 jours et 21 heures après traitement au fénitrothion, chlorpyriphos ou diflubenzuron. Richard Toll, juil. - oct. 1989.

Temps écoulé après traitement

	0	6H	24H	48H	4 J	7 J	15 J	21 J
Bloc								
A	24.4	2.8	0.4	0.4	-	2	2.8	10.4
B	22.8	1.2	1.6	0.4	-	2	11.6	9.6
C	23.6	23.6	23.6	23.6	22.8	9.6	13.2	8.4
D	12.4	1.6	0.4	3.4	-	6	23.6	36.8
E	26.4	2.4	0.4	3.2	-	4	4	25.6
F	31.2	46.8	38.0	17.6	23.6	3.6	10	3.2
G	6.8	3.6	3.2	6.4	8.2*	10	8	6
CFG	16.8	46.8	31.2	58.8	36.4*	33.6*	30.8	7.2

* Valeurs ajustées pour faciliter la comparaison.

Tableau VII.6 : Effets à court terme sur les populations de sauteriaux (1 % de réduction par rapport aux populations d'au moins 24 heures avant traitement). Cette réduction a été calculée comme le rapport entre la différence des populations avant et après traitement et la population avant traitement multiplié par 100.

Temps écoulé après traitement

	6H	24H	48H	4j	7j	15j	21j
BLOC							
A	88,33	98,33	98,33	-	-	-	-
B	94,74	93,00	98,25	-	-	-	-
C	-	-	-	-	-	-	-
D	87,10	97,80	80,65	-	-	-	-
E	90,91	98,50	87,88	-	-	-	-
F	-	-	43,60	24,36	88,46*	68*	89,74*
G	-	-	5,99**	-	-	-	11,8**

* Cette réduction ne pourrait pas être attribuée uniquement au produit chimique ; il se peut qu'il y ait un effet de migration dû aux adultes quittant la zone d'essai. C'était là un moment migratoire général observé à cette période de la saison.

** Un certain effet du diflubenzuron a été constaté à ce taux. Nous avons constaté les effets sur le *Cataloïpus cymbiferus* au 15ème et au 21ème jours.

Conclusions

1. Les taux de réduction étaient les mêmes ($P < 0,05$) pour tous les produits chimiques 24 heures (pour le fénitrothion et le chlorpyriphos) et 7 jours (pour le diflubenzuron) après le traitement. Ce constat est valable quelque soit le dosage appliqué. C'est ainsi qu'il n'a été noté aucune différence entre les doses unique et double.
2. Aucune différence n'a été relevée entre le pourcentage de réduction ($P < 0,05$) entre 6 et 24 heures, dans le bloc traité à l'aide d'une dose unique de fénitrothion, et entre 24 et 48 heures dans le bloc ayant reçu une dose unique de chlorpyriphos. Cette conclusion est peut-être en partie exacte, mais l'on peut avancer l'argument que le premier cas était probablement due aux variations dans les comptages, alors que le second était due à la pluie tombée 18 heures après le traitement. Pour rester prudents, nous pourrions dire que l'évaluation des traitements effectués de réduction

aux doses fortes d'insecticides à action rapide peut se faire une fois: entre 6 et 48 heures après le traitement. On arriverait à des interprétations comparables aux nôtres. Toutefois, pour les faibles doses, il serait peut-être opportun de mener les évaluations entre 6, 24 et 48 heures après le traitement afin de situer les pics de mortalité.

3. La recolonisation est intervenue 24 à 48 heures après l'application d'insecticides à action rapide et cela sur toutes les zones traitées. La récupération était totale au bout de deux semaines, quelle que soit la dose utilisée.
4. Bien que cela n'apparaisse pas dans les données disponibles, les effets du chlorpyrifos et du fénitrothion sur les diverses espèces sont légèrement différents. Ainsi, *Cataloïpus cymbiferus* et *Anacridium melanorhodon* sont les seules espèces ayant le plus de survivants après les traitements. Cette situation est due à leur habitat caché et probablement à leur taille, étant donné que pour qu'ils soient empoisonnés il leur faut consommer ou être exposés à une plus grande quantité d'insecticide. Cet aspect pourra faire l'objet d'une investigation dans le futur.
5. L'action du diflubenzuron peut être constatée dès le 4ème jour consécutif à l'application d'une double dose, mais elle est plus longue à survenir en cas d'utilisation d'une dose unique. En fait, les recherches relatives aux effets du diflubenzuron sur les jeunes larves doivent être reprises dans la mesure du possible afin d'aboutir à des résultats plus clairs.
6. L'effet résiduel des produits n'a pas été défini clairement. C'est pourquoi il serait opportun d'effectuer d'autres études sur la rémanence de ces produits chimiques dans l'environnement sahélien.

La conclusion générale est que ces produits ont la même efficacité dans la lutte antiacridienne et que le chlorpyrifos et le diflubenzuron pourraient être utilisés parallèlement au fénitrothion dans la lutte contre ces ravageurs. L'application d'une double dose n'a pas augmenté l'efficacité du traitement.

Remerciements

Outre les personnes citées dans la préface, je voudrais exprimer ma profonde gratitude à Mme Diouf, comptable à la FAO et à mes collaborateurs Aliou Badji, assistant de laboratoire, et Bassirou Djiba, chauffeur, pour le courage dont ils ont fait montre tout au long de la période d'expérimentation.

REFERENCES

Edwards CR & Huddleston EW (1986) Efficacy and environmental effects of large plane and small plane operations in Senegal and proposed plan for gathering information for 1987 environmental assessment. Prepared for USAID, supported by CICP

Niassy A & Diatta F (1987) Rapport d'évaluation du traitement aérien contre les sautériaux effectué dans la région de Kaolack (NGanda et Nioro) du 23 au 25 Juillet 1987. Rapport DPV, Dakar, Senegal

Niassy A & Diatta F (1987) Rapport d'évaluation du traitement antiacridien au Malathion ULV 0.59 l/ha dans la Forêt de Mbegue (Kaffiré, Gossas) du 11 au 17 Aout 1987. Rapport DPV, Dakar, Senegal

Gilles Balança et Marie-Noël de Visscher

NOTEZ: Dans ce chapitre une codification des parcelles est utilisée qui est différente que celui trouvée dans les autres chapitres: traitement D1=parcelle G; traitement D2=parcelle F; traitement F1=parcelle A; traitement F2=parcelle B; traitement C1=parcelle D; traitement C2=parcelle E; témoin T=parcelle C. (voir aussi tableau I.3)

Introduction

Le présent chapitre reprend les résultats d'une mission d'un mois centrée sur la date des traitements dont l'objectif était prioritairement de suivre les effets de ces derniers sur les populations acridiennes afin de valider ces expériences par rapport aux opérations réelles de lutte.

Description des Milieux

Une description de la végétation a été donnée au Chapitre I; quelques indications supplémentaires sont nécessaires à ce stade. Le sol à forte dominance sableuse s'enrichit de limon dans les bas-fonds, son humidité augmente suivant un axe N.E.-S.O. qui traverse le secteur d'étude. C'est ainsi que les parcelles D1 et D2 diffèrent des autres par un tapis herbacé plus dense et plus abondant et un couvert arboré plus régulièrement distribué, constitué essentiellement de *Balanites aegyptiaca*. Dans ces parcelles, les buissons dispersés sont peu à peu remplacés par des formations buissonneuses plus étendues couvertes de plantes grimpanes.

Au cours de la période d'étude, le tapis herbacé a fortement évolué. Il est passé d'une hauteur moyenne comprise entre 15 et 30 cm, à environ 50 cm et parfois plus, dans certains sites plus humides et à l'écart des pâturages. En trois semaines, la majorité des plantes herbacées ont évolué du stade de la floraison à celui de la fructification et de la dissémination des graines. Le recouvrement global du couvert herbacé a sensiblement augmenté de 75 % à 95 % en dépit d'un dessèchement général déjà visible en fin de mission (mi-septembre).

Cadre de l'expérience sur le plan acridien

Statut du Criquet pèlerin dans la région

La simulation de traitements chimiques dirigés contre le Criquet pèlerin (SGR) s'est faite dans ce projet indépendamment de la présence de cette espèce, l'objectif principal étant d'étudier l'impact des insecticides sur la faune et la flore non-cibles. La région choisie est néanmoins incluse dans l'aire d'habitat de SGR en phase grégaire. En période de rémission, quelques signalisations d'imagos ont été réalisées en août et septembre (une année sur dix). En période d'invasion, SGR est signalé tous les mois de l'année dans la région de Richard Toll, avec une fréquence plus élevée d'août à février (moins d'une année sur deux cependant). Des larves ont été signalées de juillet à novembre, plus fréquemment en septembre et octobre. La région a, par exemple, été envahie à la fin de la saison des pluies de 1988.

Bien que n'étant pas située dans une région très régulièrement fréquentée par SGR, l'expérience s'est donc déroulée à une époque où la présence de cet acridien n'est pas exceptionnelle. Elle est donc assez représentative de la lutte chimique contre le Criquet pèlerin.

Situation acridienne dans la zone d'étude

La période précédant les épandages a été mise à profit pour évaluer la situation acridienne dans la zone d'étude et choisir les stations de comptage nécessaires pour déterminer l'effet des insecticides sur les sauteriaux.

Les densités, juste avant les traitements, sont comprises entre 17 000 et 60 000 individus par hectare, la proportion de larves variant de 33 à 73 % selon les parcelles. Le Criquet sénégalais, *Oedaleus senegalensis* (Krauss, 1877), nom de code OSE, espèce dominante dans la région à cette époque, représente 6 à 87 % des individus selon les stations (Tableau VIII.1).

Plusieurs événements acridiens se sont produits pendant le séjour :

1. maturation des OSE de deuxième génération (G2) dont les premiers imagos sont apparus juste avant notre arrivée (le 22 août selon A. NIASSY, com.pers.) ;
2. migration massive d'OSE du nord vers le sud, en liaison avec le déplacement du front intertropical, qui s'est traduite par d'importantes arrivées et quelques départs d'imagos dans la région. Ces mouvements aboutissent à un quintuplement de la densité des OSE imagos dans les stations témoins entre le 5 et le 16 septembre, et à un triplement de la densité de l'ensemble des criquets présents ;
3. abondance des éclosions de *Stenohippus spp* du 14 au 17 septembre.

Ces phénomènes, tout à fait normaux à cette époque, ne constituent pas une gêne pour l'interprétation des résultats. Bien au contraire, ces injections naturelles quotidiennes de criquets ont permis d'apprécier la rémanence des produits utilisés.

Espèces présentes dans les parcelles au moment des traitements :

Nom de Code	Nom Scientifique
ABI	<i>Acrida bicolor</i> (Thunberg, 1815)
ABL	<i>Acrotylus blondeli</i> (Saussure, 1884)
AGL	<i>Acorypha glaucopsis</i> (Walker, 1870)
AME	<i>Anacridium melanorhodon</i> (Walker, 1870)
ALO	<i>Acrotylus longipes</i> (Charpentier, 1843)
APA	<i>Acrotylus patruelis</i> (Herrich-Schaffer, 1838)
ASI	<i>Aiolopus simulatrix</i> (Walker, 1870)
CCY	<i>Cataloipus cymbiferus</i> (Krauss, 1877)
CHA	<i>Cryptocatantops haemorrhoidalis</i> (Krauss, 1877)
CSE	<i>Chrotogonus senegalensis</i> (Krauss, 1877)
DAX	<i>Diabolo-catantops axillaris</i> (Thunberg, 1815)
EBR	<i>Eurysternacris brevipes</i> (Chopard, 1947)
KAN	<i>Kraussaria angulifera</i> (Krauss, 1877)
OSE	<i>Oedaleus senegalensis</i> (Krauss, 1877)
PCO	<i>Pyrgomorpha cognata</i> (Krauss, 1877)
PSA	<i>Pseudosphingonotus savignyi</i> (Saussure, 1884)
SEP	<i>Stenohippus epacromioides</i> (Krauss, 1877)
SXA	<i>Stenohippus xanthus</i> (Karny, 1907)
TCO	<i>Trilophidia conturbata</i> (Walker, 1870)
TJO	<i>Truxalis johnstoni</i> (Dirsh, 1950)

Les espèces les plus abondantes après OSE sont SXA, SEP, ABI et ABL. CCY est abondant dans les zones à strate herbacée non graminéenne dense.

Methodes de Travail

Choix des stations de comptage

Pour estimer les densités de criquets, deux stations de comptage ont été choisies dans chaque parcelle traitée (Figure VIII.1) selon les critères suivants :

- facilité d'accès même après une pluie ;
- représentativité de l'ensemble de la parcelle ;
- localisation à au moins 500 mètres du bord de la parcelle pour éviter tout effet de lisière ;
- densité totale de criquets comprise entre 10 000 et 100 000 par hectare.

Deux stations, initialement placées dans la parcelle témoin utilisée par les ornithologues et les entomologistes du projet, ont été abandonnées. On y a en effet observé une trop forte diminution de la densité des criquets entre le 30 août et le 4 septembre, veille du premier traitement, vraisemblablement à la suite d'un dessèchement prématuré de la végétation dans cette zone trop bien drainée. Deux nouvelles stations témoins ont donc été aussitôt choisies, à proximité immédiate du campement situé entre les deux groupes de parcelles qui ont reçu

les organophosphorés.

En outre, la végétation des deux parcelles destinées à être traitées au diflubenzuron était sensiblement différente de celle des autres et les densités de criquets y étaient faibles. Pour ces raisons, deux stations témoins supplémentaires ont été établies à proximité.

Protocole de travail sur le terrain

Pour déterminer l'effet des insecticides sur les sauteriaux, l'évolution de plusieurs paramètres mesurables a été suivie par des approches différentes:

- la densité de l'ensemble des espèces, en distinguant les larves et les imagos. Ces densités sont évaluées grâce à des comptages à vue par mètre carré, à raison de deux séries de trente mètres carrés par station. Chaque série correspond à un secteur particulier de la station et les sauteriaux y ont toujours été dénombrés par la même personne. Les dépressions humides à strate herbacée dense ont été exclues des zones de comptage ;
- la composition du peuplement et la structure des populations. Ces données nécessaires pour interpréter les résultats des comptages sont obtenues à partir des sauteriaux capturés par deux séries de cinquante coups de filet effectués dans chaque station. Après avoir noté l'espèce et le stade de développement, les criquets ont été relâchés sur place. Après les traitements, les densités étant très faibles et les captures beaucoup trop insuffisantes, ces mêmes données proviennent de l'identification à vue d'au moins cinquante criquets vivants.

Dans chaque parcelle traitée, les relevés ont été faits une heure avant le traitement, puis 24 heures, 48 heures et 72 heures après. Il s'agit de déterminer la mortalité maximale, généralement observée un jour après l'épandage, et les modalités d'une éventuelle recolonisation précoce. Passé ce délai, un intervalle de deux jours entre les relevés a semblé suffisant.

Méthodes d'analyse des données

Pour chaque station de comptage en parcelle traitée, la densité retenue est calculée à partir de l'ensemble des deux séries de comptage sur trente mètres carrés. Par contre, les quatre séries de relevés sur les stations témoins ont été regroupées.

Les résultats apparaissent sous deux formes : les données brutes et les données corrigées.

Les données brutes sont présentées sous forme de graphiques qui montrent simplement l'évolution des densités mesurées dans les stations des parcelles traitées et dans les stations témoins.

L'effet acridicide des produits ne peut être déduit directement des données brutes car les variations d'effectifs découlent de plusieurs phénomènes simultanés:

- mortalité et/ou départs des criquets sous l'effet des insecticides;
- arrivées ou départs, naissances et mortalité naturelle liées aux conditions écoclimatiques, aux cycles de développement et aux comportements spécifiques des espèces concernées.

L'importance relative de ces phénomènes peut être appréciée en suivant de près les populations acridiennes des stations témoins.

Pour distinguer l'action des insecticides de celle des phénomènes naturels, les variations d'effectifs dans les stations traitées doivent être comparées à celles des stations témoins. Pour ce faire, deux processus arithmétiques sont successivement appliqués aux données:

- toutes les valeurs du témoin sont corrigées de façon à ce que la densité le jour du traitement (J0) soit identique à celle qui est mesurée dans la parcelle à traiter;
- pour chaque comptage, la densité mesurée dans la situation traitée est rapportée à la densité corrigée du témoin. Elle est exprimée en pourcentage de ce témoin fictif dont la densité de départ est semblable à celle de la parcelle traitée et qui est supposé évoluer comme la parcelle expérimentale en l'absence de tout traitement.

Ces corrections reposent sur les deux postulats suivants:

- en cas de baisse d'effectifs dans les stations témoins, un même pourcentage de criquets quitte aussi les parcelles traitées: diminution géométrique;
- en cas de hausse d'effectifs dans les stations témoins, les parcelles traitées ont reçu un nombre semblable de criquets par unité de surface: augmentation arithmétique.

Etant donné qu'un pourcentage des criquets fuient les parcelles traitées, il vaut mieux parler de taux de criquets survivants plutôt que de taux de mortalité. Les graphiques expriment donc des taux de criquets vivants par rapport au témoin corrigé qui représente la référence 100%.

Résultats

Pour décrire et comparer l'efficacité des traitements, cinq paramètres sont choisis :

- le taux de criquets vivants 24 heures après le traitement ;
- le taux minimal de criquets vivants et le délai d'apparition de ce niveau après le traitement ;
- le temps nécessaire pour que les populations s'accroissent à nouveau (délai de recolonisation) et l'intensité de ce phénomène (vitesse de recolonisation).

Les valeurs de ces paramètres apparaissent dans le Tableau VIII.2.

Les organophosphorés

Le chlorpyrifos

A la dose de 270 g de matière active par hectare, le chlorpyrifos-éthyl laisse en moyenne 12,5 % des imagos vivants et 3,7 % des larves 24 heures après le traitement (Figures VIII.2, 3, 10, 11).

Chez les imagos, la recolonisation est visible dès le deuxième jour et devient continue à partir du cinquième.

Chez les larves, l'effet acridicide se maintient jusqu'au cinquième jour après le traitement. En effet, le lendemain du traitement, cinq des douze larves observées sont des larves de *Stenohippus* sp. qui ne seront pas revues par la suite. Les larves plus âgées disparaissent entre le premier et le cinquième jour après le traitement. Le 14 septembre, soit neuf jours après le traitement, toutes les larves observées sont du premier stade (une abondance de ces larves est aussi observée dans les stations témoins). Deux jours après (J11), le nombre de larves a nettement augmenté, certaines ayant mué. Le chlorpyrifos n'a donc plus d'effet acridicide une semaine après le traitement.

Avec une dose de 390 g m.a./ha de chlorpyrifos, une moyenne de 8 % des imagos et de 4,5 % des larves survivent 24 heures après le traitement (Figures VIII.4, 5, 12, 13).

La recolonisation par les imagos commence deux jours après l'épandage dans les deux stations. Au-delà du deuxième jour, les profils de recolonisation diffèrent profondément d'une station à l'autre. Dans la station C2.2, les effets du chlorpyrifos se font sentir jusqu'au cinquième jour et la recolonisation ne reprend que sept jours après le traitement. Dans la station C2.1, les arrivées d'ailés sont beaucoup plus importantes.

Les densités de larves évoluent de la même façon que dans la parcelle traitée avec 270 g m.a./ha. Les densités décroissent pendant cinq ou sept jours puis augmentent le septième ou le neuvième jour selon les stations.

Le fénitrothion

Vingt-quatre heures après le traitement, il subsiste en moyenne 2,2 % des imagos dans la parcelle traitée avec 485 g m.a./ha. Le produit semble encore agir jusqu'à cinq jours après le traitement mais la recolonisation qui est entamée le septième jour se confirme le neuvième jour (Figures VIII.6 et 7).

Dans le cas de la double dose de produit (825 g m.a./ha), les résultats sont analogues (Figures VIII.8 et 9) : 3,3 % des imagos sont vivants vingt-quatre heures après le traitement. La recolonisation est visible dès le 16 septembre, soit quatre jours après le traitement. Elle est probablement facilitée par les gros apports d'imagos venus du nord ces jours-là.

L'effet sur les larves est semblable pour les deux doses : elles sont toutes tuées dès le lendemain du traitement (une seule larve est vue deux jours après le traitement). Le 17 septembre, soit neuf jours après le traitement à 485 g m.a./ha, et cinq jours après l'application du double de cette dose, aucune larve n'est observée, alors que des éclosions ont lieu dans toutes les autres stations de comptage.

LE CAS D'*OEDALEUS SENEGALENSIS* (KRAUSS, 1877)

OSE étant parmi les sauteriaux du Sahel l'espèce nuisible la plus importante, l'évolution de ses populations dans les parcelles traitées et témoins a été déduite des résultats des comptages à vue par mètre carré et des captures (Figures VIII.14 à 25).

Chez les imagos (Figures VIII.14 à 21), les courbes de survie obtenues sont très voisines de celles qui concernent l'ensemble du peuplement acridien. OSE est en effet l'espèce la plus abondante avant les traitements et le principal acteur de la recolonisation. En ce qui concerne les larves (Figures VIII.22 à 25), seule une recolonisation discrète est observée dans le cas

du chlorpyrifos appliqué à raison de 270 g m.a./ha. Elle est presque inexistante dans les autres cas. Les éclosions sont en effet très rares dans tout le secteur d'étude après les traitements et les larves des autres stades ne sont pas assez mobiles pour envahir les parcelles traitées à partir des zones non traitées.

LE CAS DE *CATALOIPUS CYMBIFERUS* (KRAUSS, 1877)

Parmi les autres acridiens, le cas de CCY mérite d'être rapporté. Cette espèce est assez abondante (environ 3 individus au mètre carré) avant les traitements sous forme de larves d'avant-dernier stade et surtout de dernier stade, uniquement dans les dépressions humides à strate herbacée dense qui sont bien représentées dans trois des quatre parcelles traitées avec les organophosphorés (C2, F1 et F2).

Dans ces trois parcelles, qui n'ont pas été traitées le même jour, les imagos de CCY ont brusquement fait leur apparition le lendemain des épandages en dehors des bas-fonds humides, constituant de 3 à 21 % de l'acridofaune (Figure VIII.26). Un tel phénomène n'a pas été observé dans les stations témoins qui sont également proches de taches de végétation dense que les CCY imagos ne quittaient pratiquement pas. Il semble donc que les organophosphorés utilisés à des doses sublétales pour les CCY aient perturbé leur comportement au point de leur faire quitter leur milieu habituel.

Le diflubenzuron

Le diflubenzuron faisant partie du groupe des dérégulateurs de croissance qui tuent les larves en agissant sur la synthèse de leur cuticule, la densité et la structure des populations de larves ont été suivies avec un soin particulier.

L'effet du diflubenzuron sur la densité des larves est important et régulier (Figures VIII.27 à 30) : le 17 septembre (soit 6 ou 8 jours après le traitement selon les parcelles), les densités avaient diminué selon la parcelle de 60 à 97 % par rapport au témoin.

L'observation de l'évolution de la structure des populations larvaires permet de mieux apprécier le pouvoir acridicide du diflubenzuron aux doses appliquées (Figures VIII.31 et 32). Ainsi, l'abondance des larves de premier stade (*Stenohippus* spp) insensibles aux effets des inhibiteurs de croissance évolue de façon analogue dans toutes les parcelles, traitées ou non, prouvant en outre l'absence d'effet du produit sur les éclosions (Figure VIII.31).

Le bouleversement de la structure des populations larvaires est illustré par la Figure VIII.32. L'abondance des larves ayant mué au moins une fois diminue puis augmente beaucoup dans les deux stations témoins tandis qu'elle diminue nettement dans les quatre stations des parcelles traitées. De plus, les deux seules larves (d'OSE) de classe 4 vues le 17 septembre étaient anormales : l'une d'elles se déplaçait très lentement et l'autre présentait une malformation à une patte postérieure (tibia tordu). Il n'y a pas de différence d'efficacité entre la simple (40 g m.a./ha) et la double dose (85 g m.a./ha).

L'effet du diflubenzuron est beaucoup moins net sur les imagos (Figures VIII.33 à 36). On observe une diminution de 10 à 30 % de la densité des imagos dans trois des quatre stations de comptage. Cette baisse de densité peut être attribuée à un effet insecticide du diflubenzuron sur les jeunes imagos à tégument encore mou, qui synthétisent encore de la cuticule. Il faut aussi envisager un éventuel effet répulsif temporaire du gazole utilisé comme solvant dans

cette expérience. A l'avenir, une parcelle témoin traitée avec le seul gazole permettrait de clarifier cette question.

Discussion

Efficacité des traitements

Les doses d'insecticides appliquées sont, d'une part, celles qui sont recommandées pour la lutte contre le Criquet pèlerin, d'autre part, des doses doubles pour simuler les applications excessives. Ces doses correspondent respectivement au double et au quadruple des doses recommandées pour la lutte contre les sauteriaux. On pouvait donc s'attendre à une très forte mortalité de sauteriaux.

Le taux de criquets vivants observé vingt-quatre heures après le traitement est très bas dans toutes les parcelles traitées avec un organophosphoré. Dans les parcelles traitées au fénitrothion, ce taux est en moyenne cinq fois plus faible que dans le cas du chlorpyrifos.

Les résultats obtenus avec le fénitrothion au Sénégal sont meilleurs qu'avec la dose préconisée contre les sauteriaux (250 g m.a./ha) testée sur des parcelles de 2 500 mètres carrés : moins de 2 % de survivants au lieu de 13 à 29 % si l'on considère les larves et les imagos ensemble (Launois et al. 1987, Chiffaud et al. 1988). De plus, les larves ont complètement disparu dans toutes les stations des parcelles traitées au fénitrothion, ce qui n'a pas été observé avec la dose classique.

L'effet de choc est excellent dans la plupart des cas puisque la mortalité maximale est observée vingt-quatre heures après le traitement sauf dans le cas des larves qui résistent au chlorpyrifos pendant trois à sept jours. On n'observe pas de différence significative d'effet acridicide (et répulsif ?) entre les deux doses pour les deux organophosphorés. Doubler ou quadrupler la dose permet de tuer davantage de criquets, et même d'éliminer toutes les larves avec le fénitrothion, mais, compte tenu de l'efficacité des doses classiques, le rapport coût/efficacité devient beaucoup moins bon aux doses élevées.

L'examen des effets des épandages de diflubenzuron aboutit à des conclusions analogues. Les traitements ont été très efficaces sur les larves qui muent puisque la densité des larves autres que celles de premier stade tendait vers zéro une semaine après les traitements. Le doublement de la dose n'apporte rien de plus car la dose de 40 g m.a./ha, déjà très élevée, correspond au maximum d'efficacité.

La rémanence et la recolonisation

Le choix de traiter de vastes parcelles (400 ou 600 ha) est intéressant sur le plan acridologique. Il permet en effet d'observer les modalités de la recolonisation post-traitement dans des conditions proches de celles de la lutte antiacridienne opérationnelle.

Dans ces circonstances, la recolonisation par les larves est pratiquement impossible depuis l'extérieur des parcelles et ne peut se faire que grâce aux naissances *in situ*. L'estimation du temps de rémanence d'un produit dépend donc dans ce cas de l'occurrence d'éclosions dans les jours qui suivent le traitement, donc des pontes qui ont été déposées avant celui-ci. La recolonisation par les imagos par contre peut être faite soit par les populations qui vivent à

proximité des parcelles traitées, soit par immigration de populations allochtones. Les traitements expérimentaux ont été faits pendant une période de migration importante d'OSE, phénomène normal à cette époque de l'année où les imagos de deuxième génération devenus matures refluent vers le sud à la recherche de biotopes favorables à la ponte. Les conditions sont donc idéales pour estimer la durée de l'effet des produits. Cependant, on observe qu'avec les fortes doses de fénitrothion utilisées, les parcelles traitées ne retrouvent pas leur niveau initial de densité, même après neuf jours, comme c'est le cas dans les tests acridicides réalisés sur des parcelles de 2 000 ou 2 500 mètres carrés (Launois *et al.* 1987, Chiffaud *et al.* 1988)

On observe de plus une différence de vitesse de recolonisation entre les deux doses de chlorpyrifos. Elle semble plus élevée dans le cas de la plus faible (240 g m.a./ha), mais cette parcelle a reçu une pluie importante quelques heures après le traitement, de sorte qu'une partie du produit a dû être entraînée dans le sol. En outre, les deux stations de la parcelle traitée avec 390 g m.a./ha de chlorpyrifos présentent des profils de recolonisation différents. Cette différence s'explique par la proximité d'une source de recolonisation importante pour une des stations. En effet, la station C2.1 est située à deux cents mètres d'une zone de plusieurs hectares qui n'a pas été atteinte par l'insecticide et qui renfermait après le traitement des criquets en densité normale. La proximité d'une zone non traitée a moins d'effet sur la recolonisation des larves que sur celle des imagos qui sont beaucoup plus mobiles.

Compte tenu de la taille des parcelles traitées, les profils de recolonisation observés ne peuvent être considérés comme caractéristiques des produits et des doses employés car ils dépendent énormément des immigrations qui se sont produites dans la région après les traitements. Si les traitements avaient eu lieu vers le 15 août, comme prévu initialement, ils auraient eu pour cibles des populations de criquets à très forte densité composées en grande majorité de larves car les premiers imagos de la deuxième génération d'OSE ne sont apparus que le 22 août (A. NIASSY com.pers.). Dans ce cas, la vitesse de recolonisation par les imagos aurait d'abord été faible, car assurée seulement par les mouvements locaux des immatures. Ensuite, elle aurait augmenté à la fin de la première décade de septembre, quand les premiers imagos de la deuxième génération nées en Mauritanie sont arrivés au Sénégal.

En ce qui concerne le diflubenzuron, l'effet acridicide de ce produit ne se manifeste que sur les larves qui muent, ce qui explique que le délai observé entre le traitement et la réduction des populations larvaires dépend de l'occurrence des mues. Mesurer avec précision le temps de rémanence d'un dérégulateur de croissance est donc difficile car cela nécessite des éclosions assez nombreuses et bien réparties pendant la période qui suit le traitement pour maintenir un stock suffisant de larves susceptibles de muer et de subir les effets du produit. En cas de bandes larvaires, on peut aussi envisager un réapprovisionnement artificiel régulier de larves à partir de zones non traitées. Dans le cas de la présente expérience, des éclosions se sont produites pendant la courte période d'observation après l'application du diflubenzuron (6 jours pour la simple dose et 8 jours pour la double dose). Si de nouvelles éclosions le permettent, l'acridologue sénégalais resté sur place pourra déterminer la durée des effets sur six semaines.

Bibliographie

Launois M, Lecoq M & Rachadi T (1987) Tests dynamiques d'insecticides sur les acridiens du Sahel en conditions naturelles. Niger-Tchad. Campagne 1987. CIRAD/PRIFAS, Montpellier, doc.multigr. D.277 : 140 p.

Chiffaud J, Launois-Luong MH, Mestre J & Rachadi T (1988) Tests dynamiques d'insecticides sur les acridiens du Sahel en conditions naturelles. Tchad 1988. CIRAD/PRIFAS, Montpellier, doc. multigr. D.307 : 89 p.

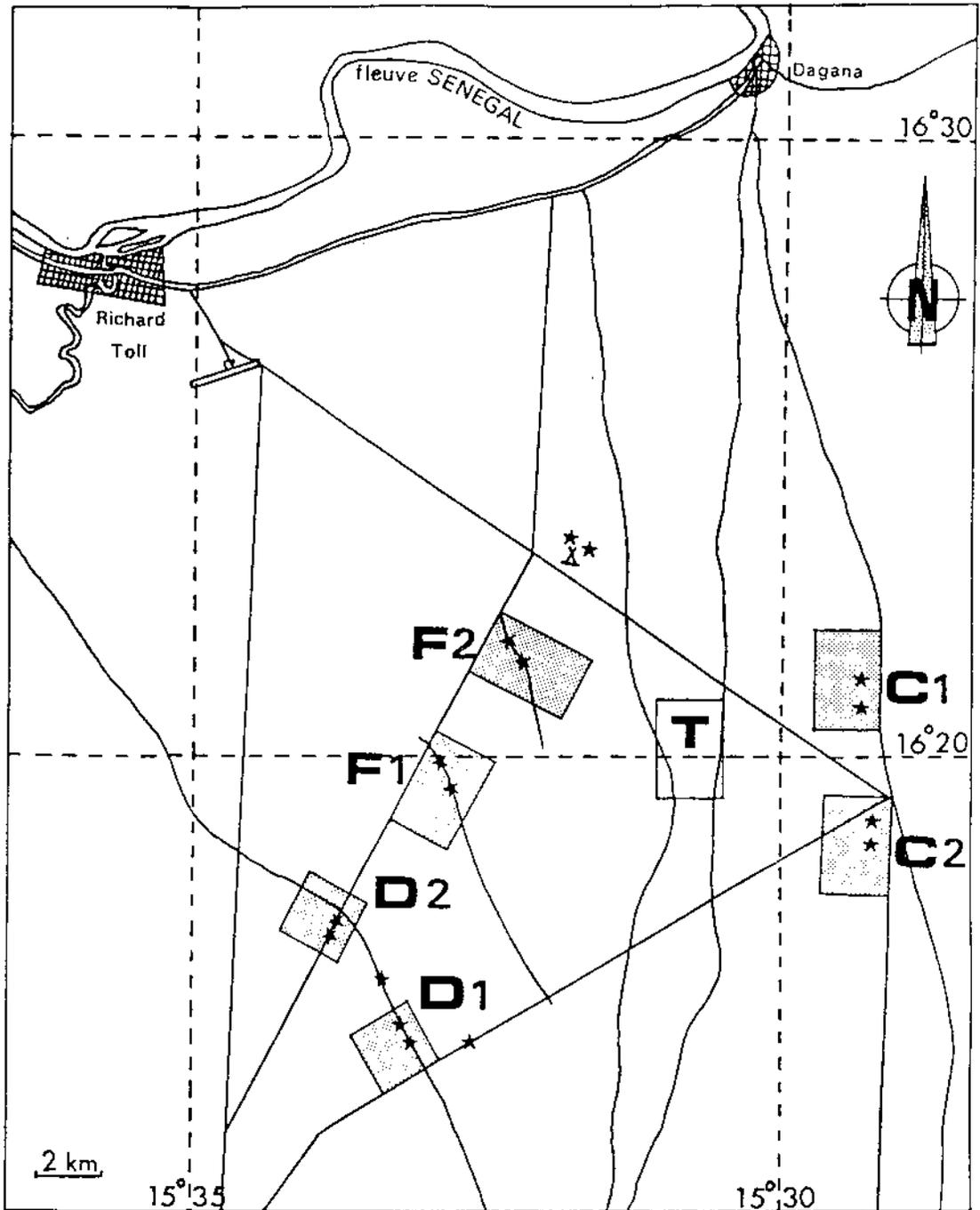


Fig. VIII.1 - Localisation des parcelles expérimentales et des stations de comptage des acridiens (*).

Etoiles isolées : stations témoins pour les acridiens.

F1 et F2 : parcelles traitées au fénitrothion (F1 : 485 g m.a./ha, F2 : 825 g m.a./ha).

C1 et C2 : parcelles traitées au chlorpyrifos-éthyl (C1 : 270 g m.a./ha, C2 : 390 g m.a./ha)

D1 et D2 : parcelles traitées au diflubenzuron (D1 : 40 g m.a./ha, D2 : 85 g m.a./ha)

T : parcelle témoin pour l'écotoxicologie

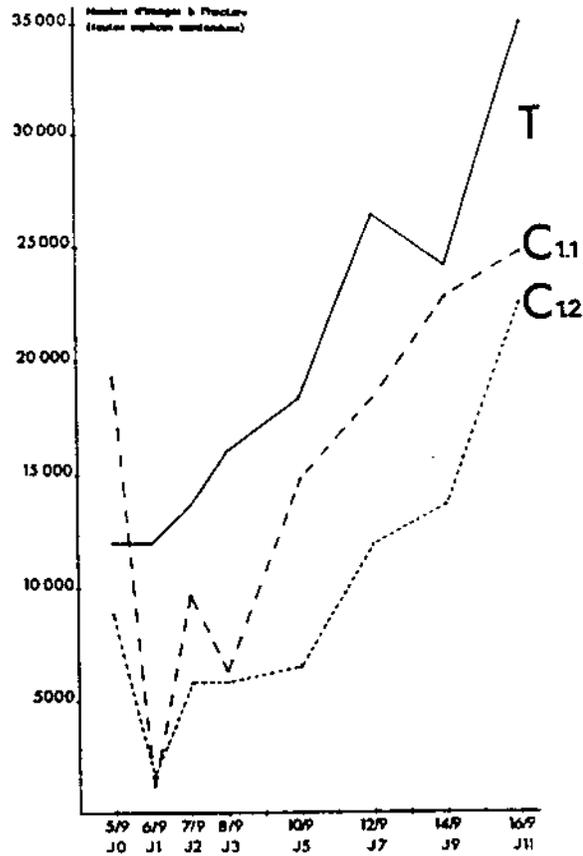


Fig. VIII.2 - Evolution des densités imaginaires brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle C1 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha le 5.09.89 et dans les stations témoins T.

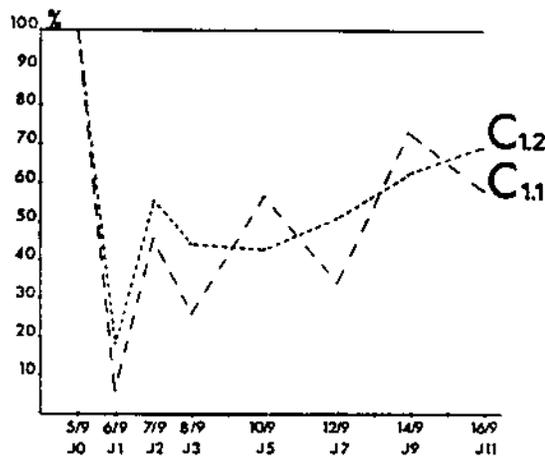


Fig. VIII.3 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha (parcelle C1).

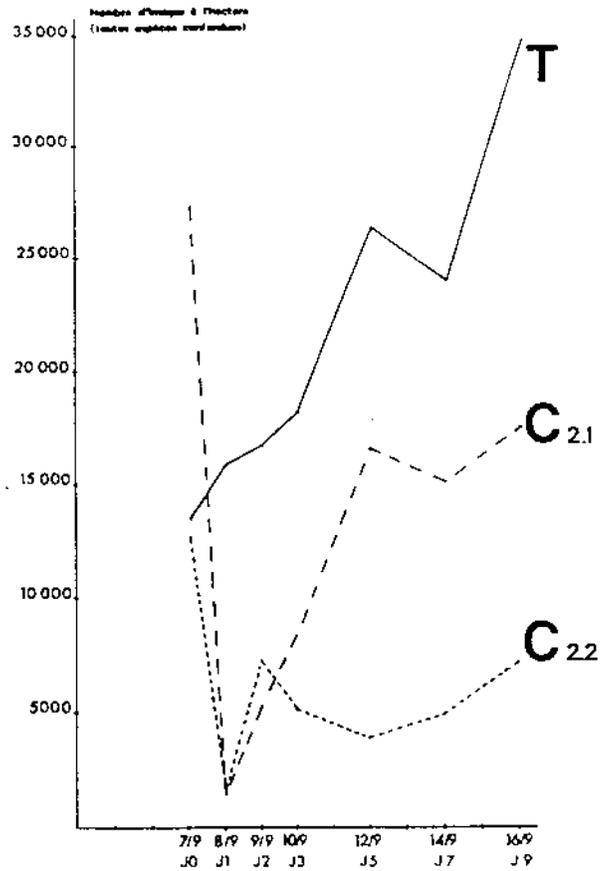


Fig. VIII.4 - Evolution des densités imaginale brut de sauteriaux dans les stations de la parcelle C2 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha le 7.09.89 et dans les stations témoins T.

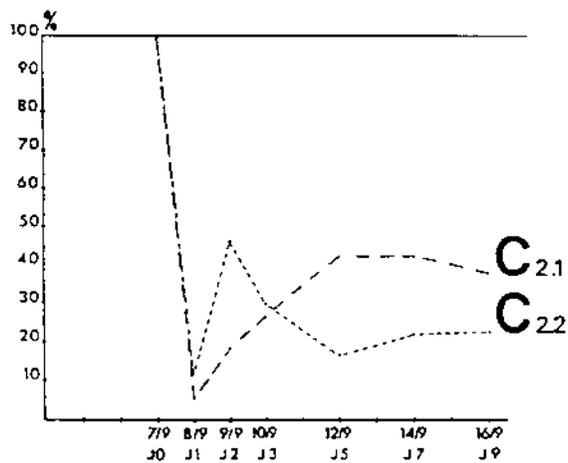


Fig. VIII.5 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginale soumise à un épandage de chlorpyriphos à 390 g m.a./ha (parcelle C2).

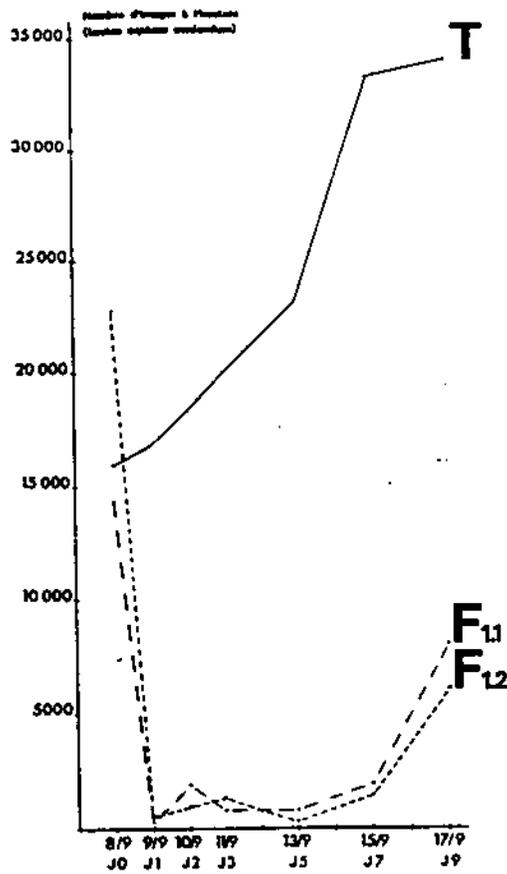


Fig. VIII.6 - Evolution des densités imaginales brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle F1 traitée au fénitrothion à 485 g m.a./ha le 8.09.89 et dans les stations témoins T.

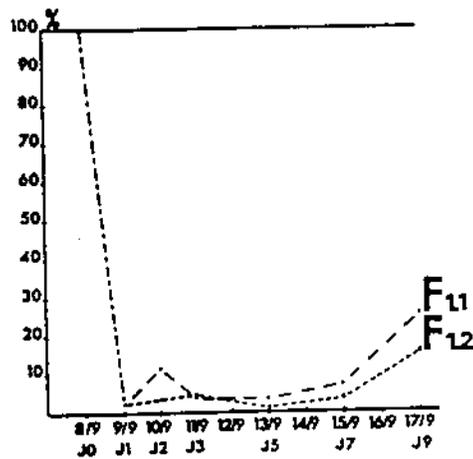


Fig. VIII.7 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginales soumises à un épandage de fénitrothion à 485 g m.a./ha.

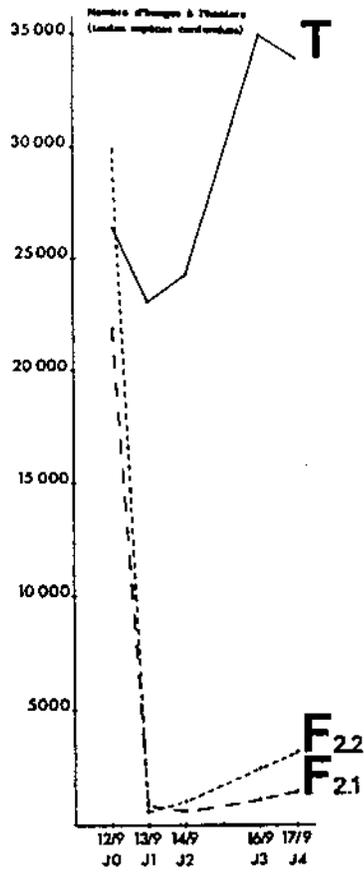


Fig. VIII.8 - Evolution des densités imaginales brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle F2 traitée au fénitrothion à 825 g m.a./ha le 12.09.89 et dans les stations témoins T.

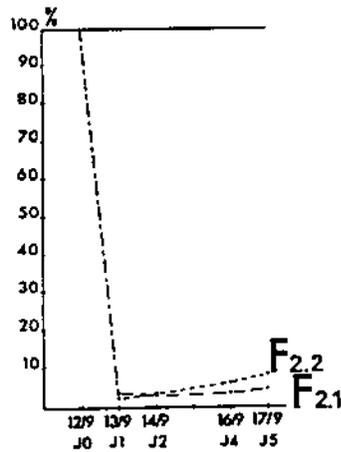


Fig. VIII.9 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginales soumises à un épandage de fénitrothion à 825 g m.a./ha.

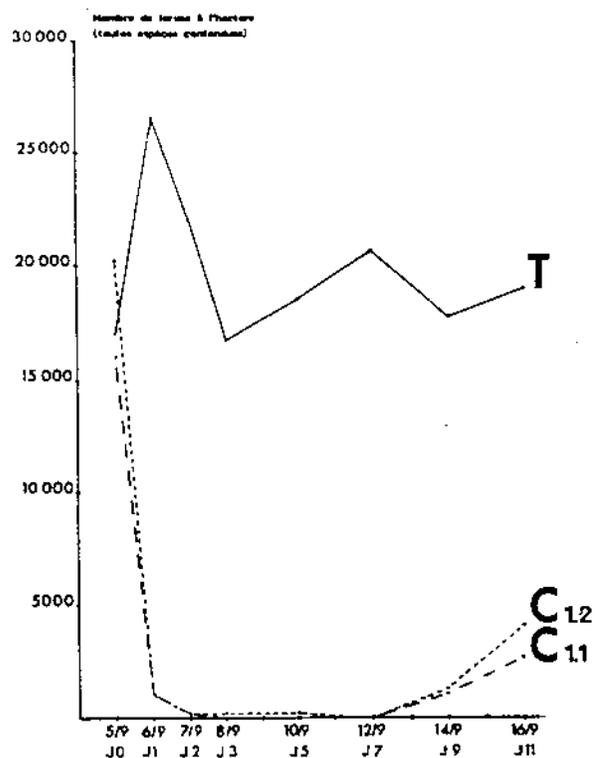


Fig. VIII.10 - Evolution des densités larvaires brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle C1 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha le 5.09.89 et dans les stations témoins T.

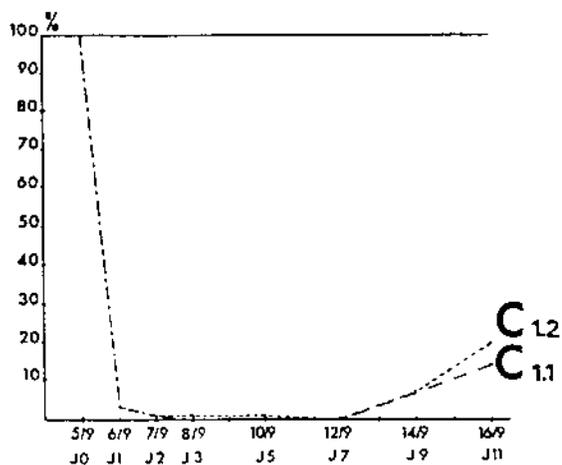


Fig. VIII.11 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginales soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha.

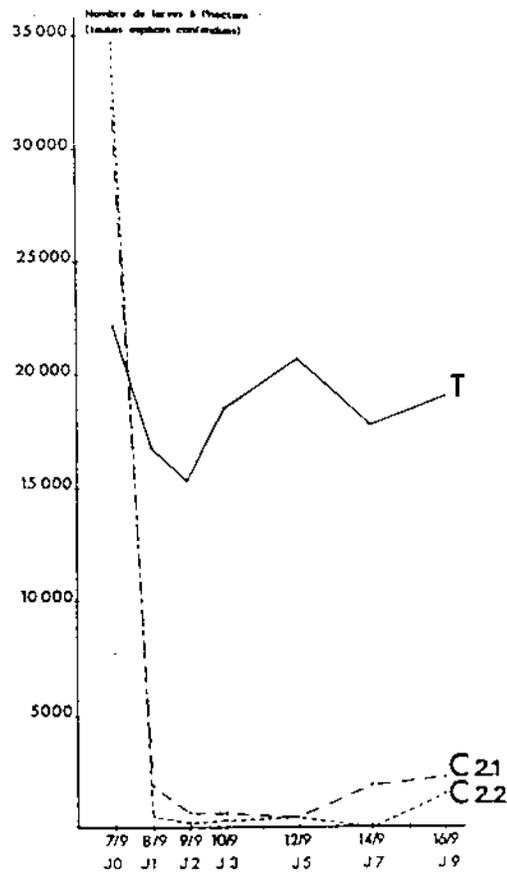


Fig. VIII.12 - Evolution des densités larvaires brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle C2 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha le 7.09.89 et dans les stations témoins T.

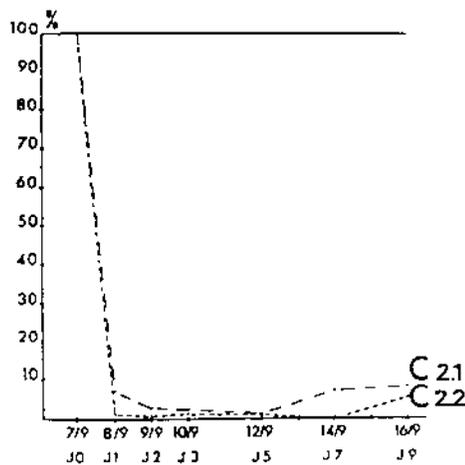


Fig. VIII.13 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha.

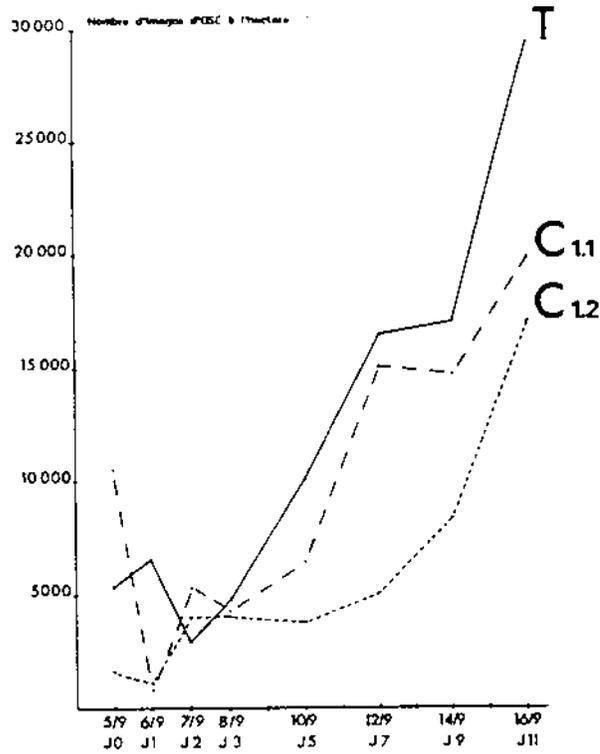


Fig. VIII.14 - Evolution des densités imaginaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle C1 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha le 5.09.89 et dans les stations témoins T.

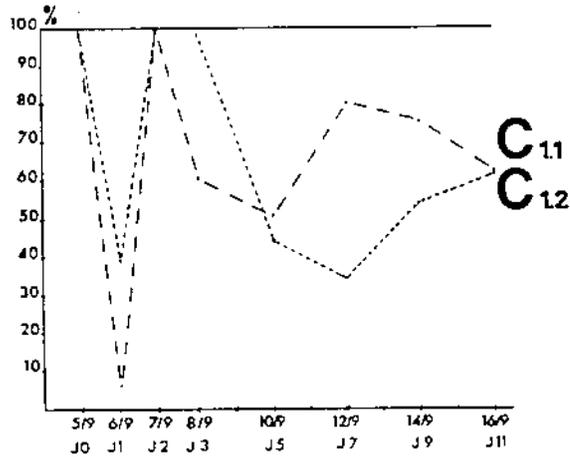


Fig. VIII.15 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires d'OSE soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha.

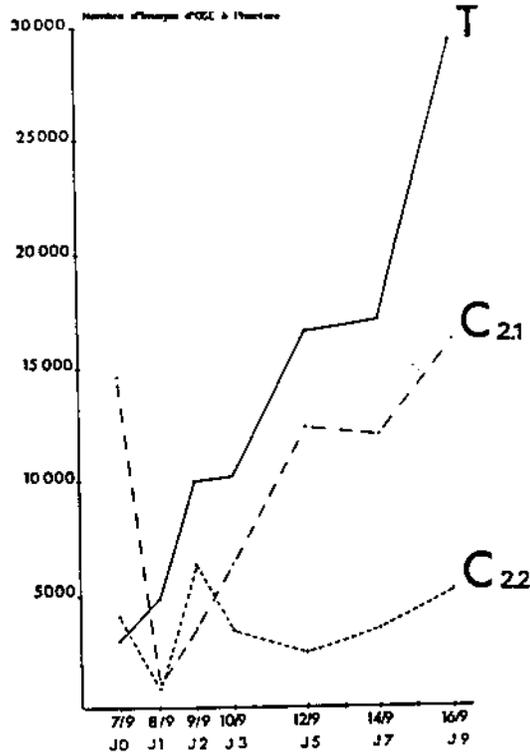


Fig. VIII.16 - Evolution des densités imaginaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle C2 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha le 7.09.89 et dans les stations témoins T.

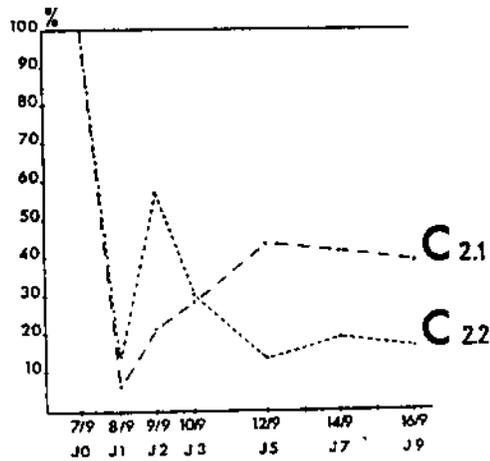


Fig. VIII.17 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires d'OSE soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha.

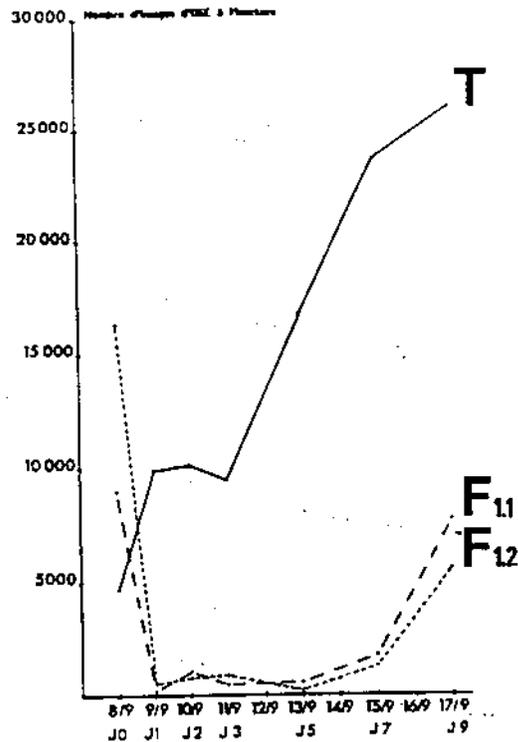


Fig. VIII.18 - Evolution des densités imaginaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle F1 traitée au fénitrothion à 485 g m.a./ha le 8.09.89 et dans les stations témoins T.

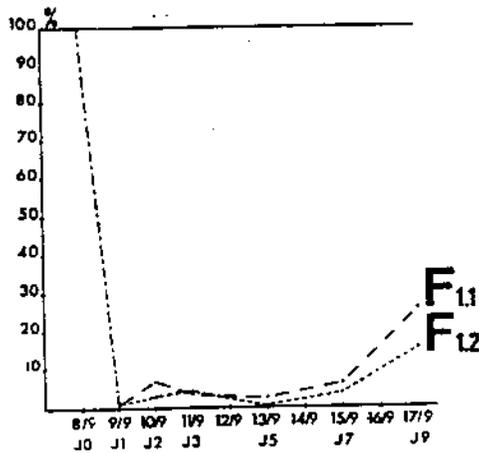


Fig. VIII.19 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires d'OSE soumises à un épandage de fénitrothion à 485 g m.a./ha.

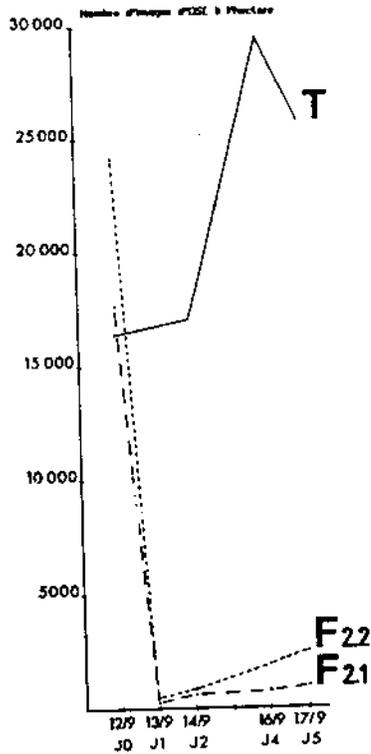


Fig. VIII.20 - Evolution des densités imaginaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle F2 traitée au fénitrothion à 825 g m.a./ha le 12.09.89 et dans les stations témoins T.

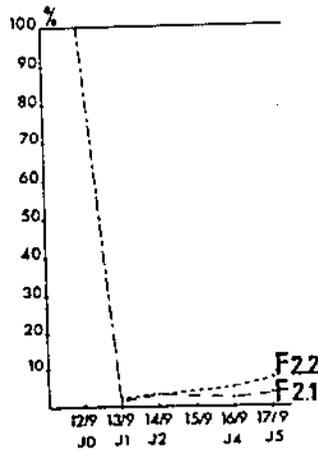


Fig. VIII.21 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginaires d'OSE soumises à un épandage de fénitrothion à 825 g m.a./ha.

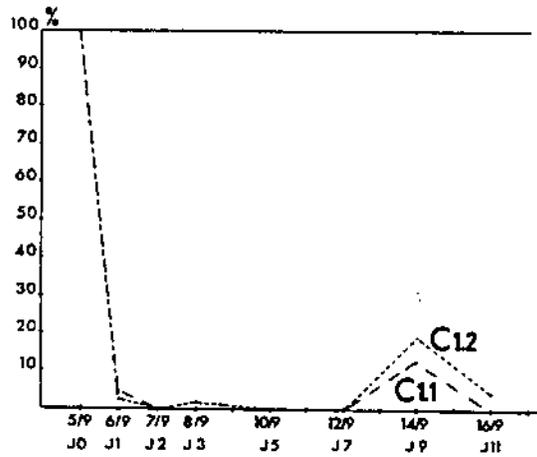


Fig. VIII.22 - Evolution des densités imaginaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle C1 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha le 5.09.89 et dans les stations témoins T.

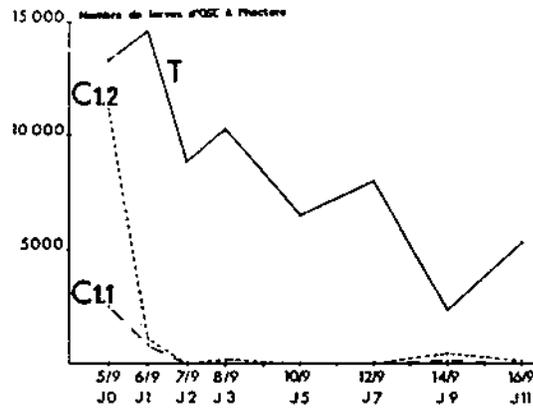


Fig. VIII.23 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations larvaires d'OSE soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 270 g m.a./ha.

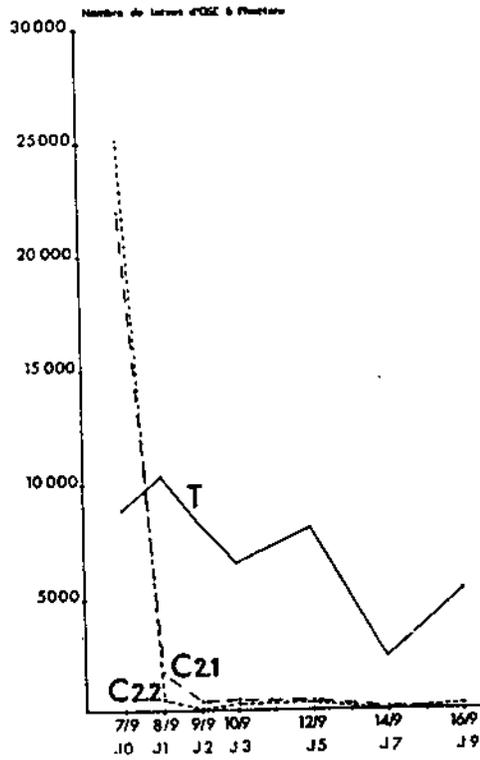


Fig. VIII.24 - Evolution des densités larvaires brutes d'OSE dans les stations de la parcelle C2 traitée au chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha le 7.09.89 et dans les stations témoins T.

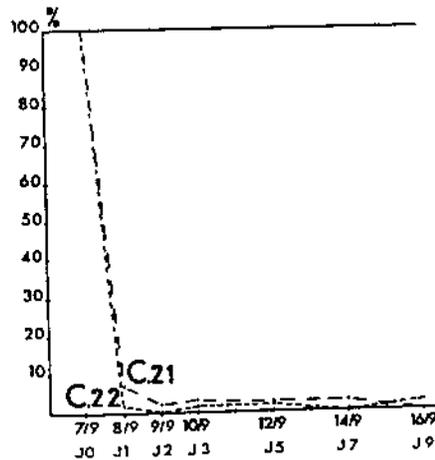


Fig. VIII.25 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations larvaires d'OSE soumises à un épandage de chlorpyriphos-éthyl à 390 g m.a./ha.

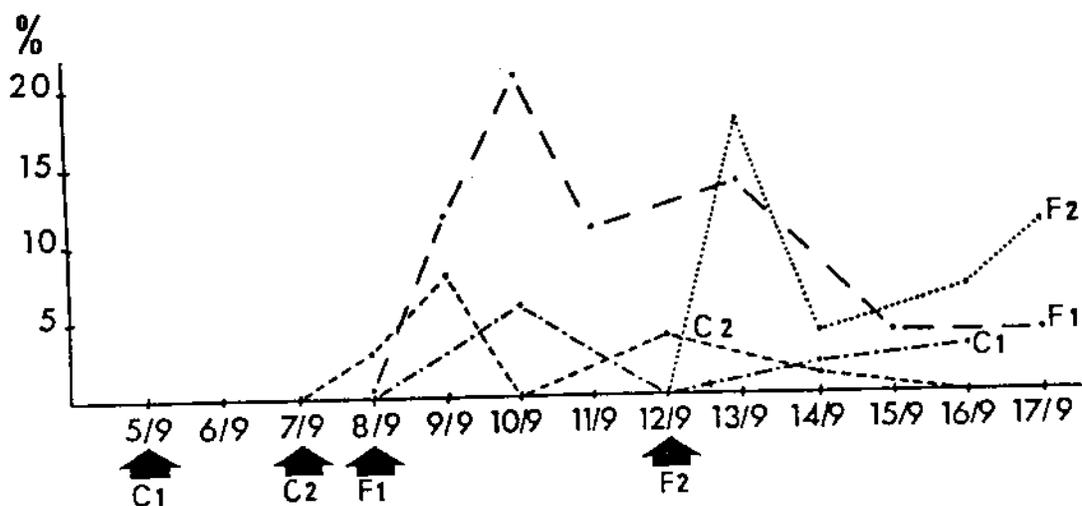


Fig. VIII.26 - Evolution du % de *Cataloipus cymbiferus* (Krauss, 1877) parmi les criquets observés ou capturés dans les parcelles traitées aux organophosphorés. Les flèches indiquent les dates des traitements. Dans les stations témoins, CCY n'est observé que le 12.09.89 (< 1 % du total).

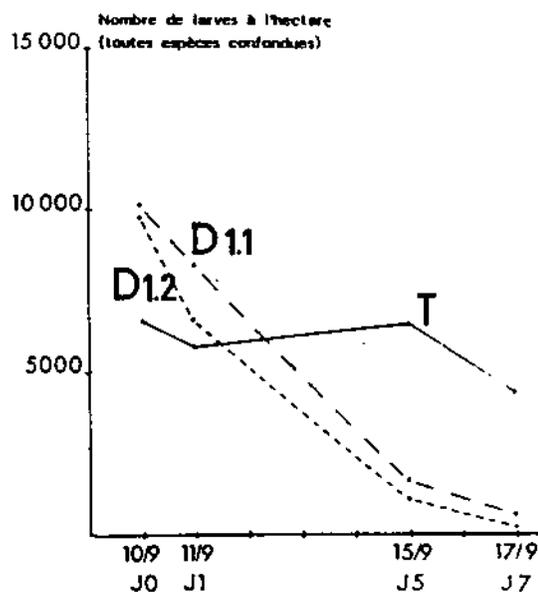


Fig. VIII.27 - Evolution des densités larvaires brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle D1 soumise à un épandage de diflubenzuron à 40 g m.a./ha le 10.09.89 et dans la station témoin T.

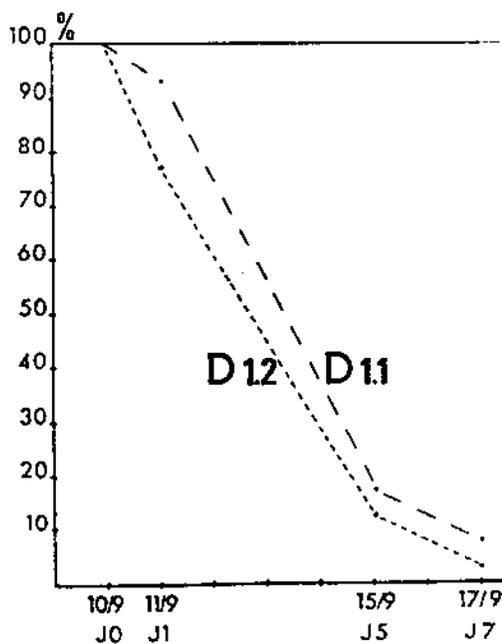


Fig. VIII.28 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations larvaires de sauteriaux soumises à un épandage de diflubenzuron à 40 g m.a./ha.

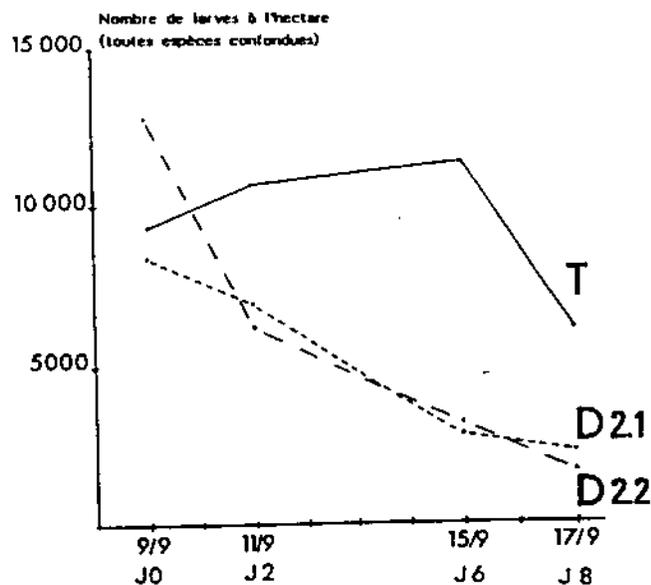


Fig. VIII.29 - Evolution des densités larvaires brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle D2 traitée au diflufenzuron à 85 g m.a./ha le 9.09.89 et dans la station témoin T.

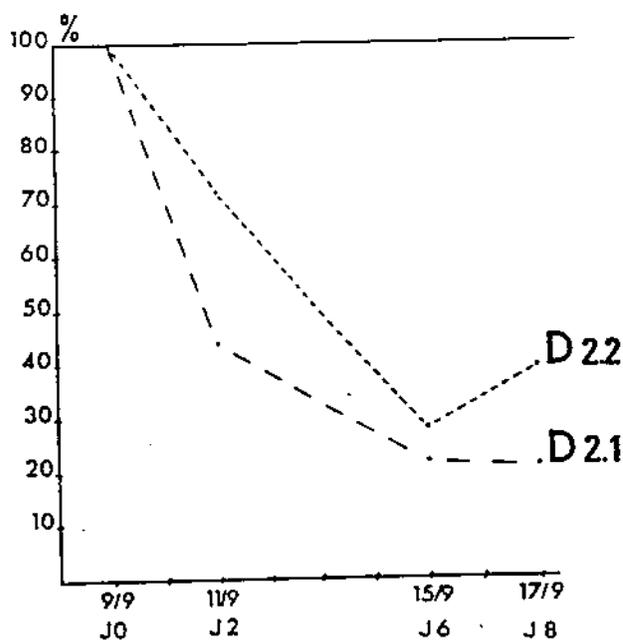


Fig. VIII.30 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations larvaires de sauteriaux soumises à un épandage de diflufenzuron à 85 g m.a./ha.

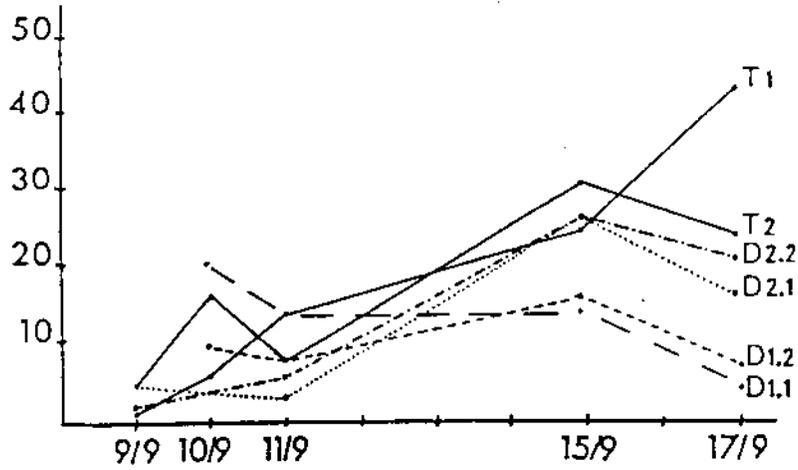


Fig. VIII.31 - Evolution du nombre de larves de criquets nouveau-nés observés sur 60 m² ou capturées par 100 coups de filets dans les 4 stations des 2 parcelles traitées au diflubenzuron (D) et dans les 2 stations témoins T.

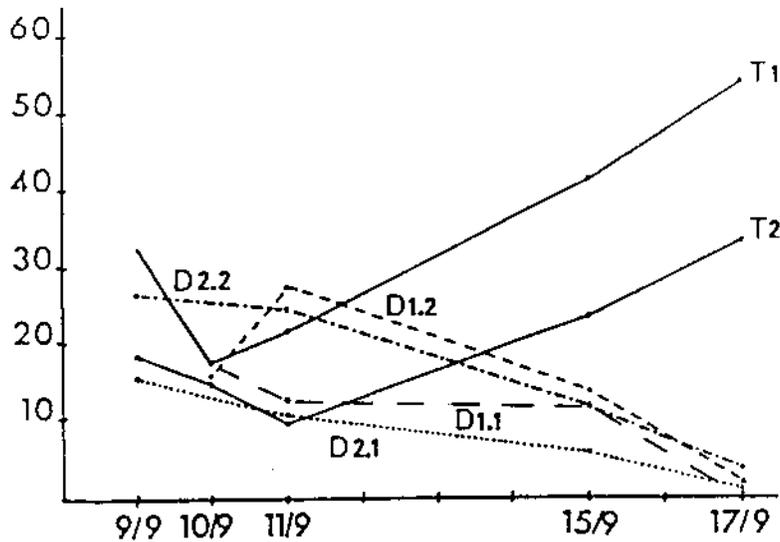


Fig. VIII.32 - Evolution du nombre de larves de criquets ayant mués au moins une fois, observées sur 60 m² ou capturées par 100 coups de filets dans les 4 stations des 2 parcelles traitées au diflubenzuron (D) et dans les 2 stations témoins T.

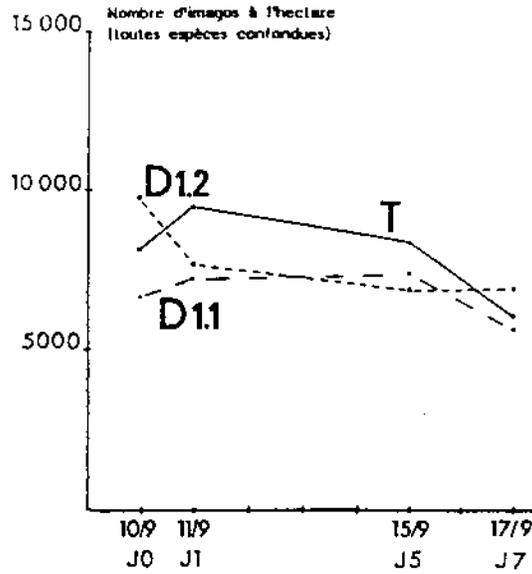


Fig. VIII.33 - Evolution des densités imaginales brutes de sauteriaux dans les stations de la parcelle D1 soumise à un épandage de diflubenzuron à 40 g m.a./ha le 10.09.89 et dans la station témoin T.

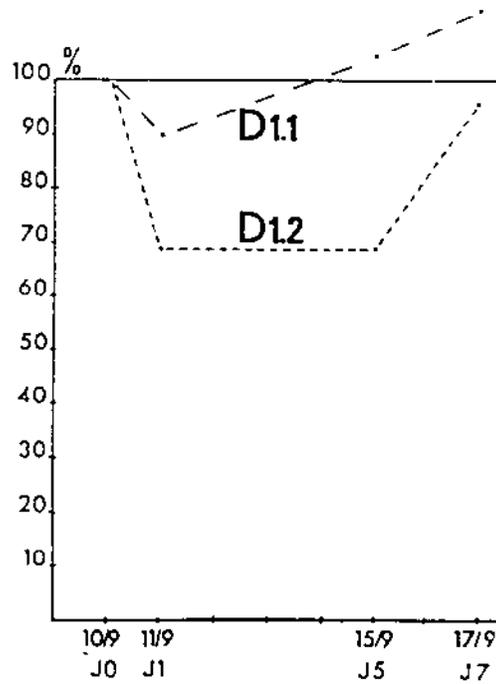


Fig. VIII.34 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginales de sauteriaux soumises à un épandage de diflubenzuron à 40 g m.a./ha.

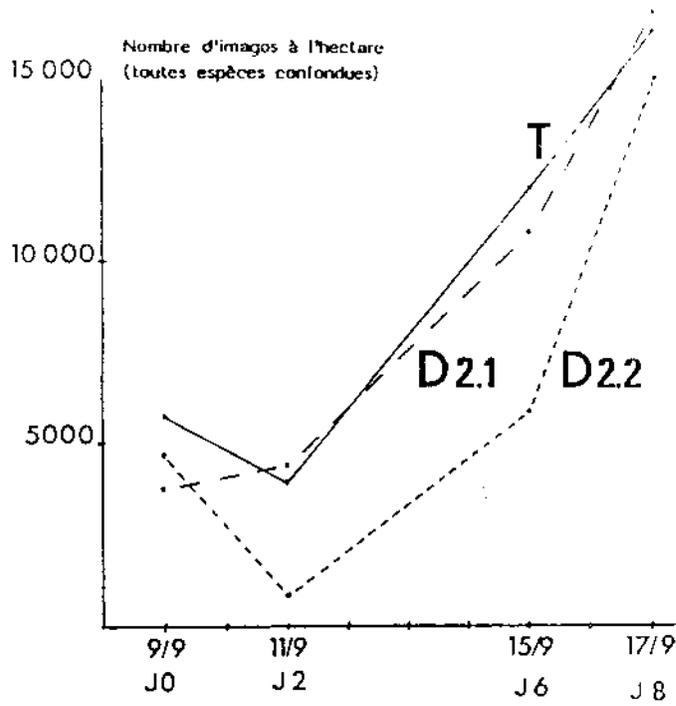


Fig. VIII.35 - Evolution des densités imaginale brut de sauteriaux dans les stations de la parcelle D2 traitée au diflubenzuron à 85 g m.a./ha le 9.09.89 et dans la station témoin T.

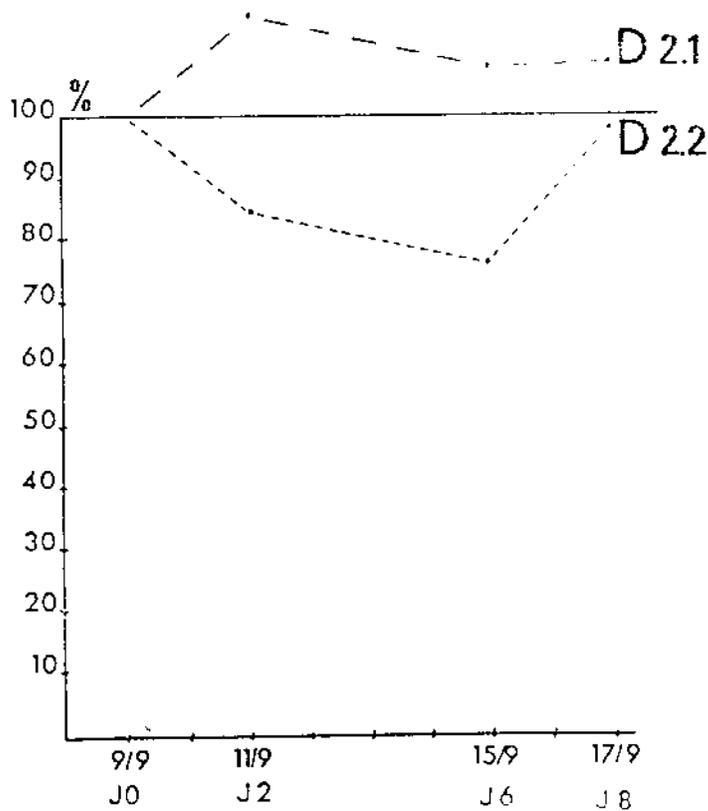


Fig. VIII.36 - Taux de survie, exprimé en % par rapport au témoin corrigé, des populations imaginale de sauteriaux soumises à un épandage de diflubenzuron à 85 g m.a./ha.

TABLERAU VIII.1 Densités imaginaires et larvaires dans les six parcelles expérimentales une heure avant le traitement

Parcelle	Code station	Nombre d'imagos/ha	Nombre de larves/ha	Nombre total d'individus /ha	% d'OSE	% de larves
C1	C1.1	19.500	16.000	35.500	33	45
	C1.2	9.000	20.000	29.000	46	69
C2	C2.1	27.000	32.000	59.000	65	54
	C2.2	13.000	35.000	48.000	64	73
F1	F1.1	14.000	31.000	45.000	79	73
	F1.2	23.000	37.000	60.000	86	62
F2	F2.1	22.000	14.000	36.000	61	39
	F2.2	30.000	15.000	45.000	87	33
D1	D1.1	7.000	10.000	17.000	6	59
	D1.2	10.000	10.000	20.000	25	50
D2	D2.1	15.000	13.000	28.000	31	46
	D2.2	16.000	8.000	24.000	45	33

TABLERAU VIII.2 : Valeur des paramètres d'efficacité des insecticides

	densité active par lu	code station	Taux de criquets vivants 24 h après le traitement (en %)			Taux minimal de criquets vivants observés (en %)			Délai d'observation du taux minimal de criquets vivants (en jours)			Délai écoulé avant la recolonisation (en jours) ...			Vitesse de recolonisation				
			imagos	larves	mooyenne	imagos	larves	mooyenne	imagos	larves	mooyenne	imagos	larves	mooyenne	imagos	larves	mooyenne	+ faible	++ moyenne
chlorpyrifos	270	C1	6,0	3,9	8,1	6,0	0,0	6,2	1,0	3,0	3,0	2,0	9,0	2,0	9,0	5,5	+++	+++	+++
		C2	18,9	3,4		18,9	0,0		1,0	7,0		2,0	9,0	2,0	9,0		+++	+++	
	390	C3	5,0	7,2	6,3	5,0	1,7	4,4	1,0	5,0	3,5	2,0	7,0	2,0	9,0	5,0	**	*	*
		C4	11,0	1,8		11,0	0,0		1,0	7,0		2,0	9,0	2,0	9,0		*	*	
féntrothion	485	F1	2,2	0,0	1,1	2,2	0,0	1,1	1,0	1,0	1,0	7,0	> 9,0	7,0	> 9,0	> 8,0	+++	-	-
		F2	2,1	0,0		2,1	0,0		1,0	1,0		1,0	> 9,0	7,0	> 9,0		+++	-	-
	825	F3	4,4	0,0	1,8	3,3	0,0	1,5	2,0	1,0	1,3	4,0	> 5,0	4,0	> 5,0	> 4,5	**	-	-
		F4	2,6	0,0		2,6	0,0		1,0	1,0		4,0	> 5,0	4,0	> 5,0		**	-	-
40	D1	-	93,6	85,5	-	7,8	5,7	7,0	7,0	7,0	-	> 7,0	-	> 7,0	> 7,0	-	-	-	
	D2	-	77,5		-	2,7													
85	D3	-	-	-	-	21,1	10,4	8,0	8,0	8,0	-	> 8,0	-	> 8,0	> 8,0	-	-	-	
	D4	-	-	-	-	39,6													

Introduction

Généralités

Etant donné que de tous les insecticides utilisés dans la lutte antiacridienne, aucun n'a une action sélective, se limitant au seul criquet, il est évident que d'autres arthropodes souffriront de l'application de tels produits. Or, de nombreux groupes d'arthropodes jouent un rôle important sur le plan de l'écosystème en général et de l'écosystème agricole en particulier. C'est ainsi qu'ils contribuent à accroître la fertilité des sols en accélérant la décomposition des détritiques ou en améliorant la structure du sol. Certains d'entre-eux sont des prédateurs ou des parasites d'insectes nuisibles aux cultures ou vecteurs de maladies et, par conséquent, peuvent réduire leur nombre ; d'autres sont responsables de la pollinisation de beaucoup de cultures.

Il existe de nombreux exemples d'incidence de ces insecticides sur les arthropodes auxiliaires et, indirectement, sur les fonctions qu'ils remplissent. La plupart des exemples sont tirés de lieux où les insecticides sont utilisés de manière intensive, souvent dans les régions tempérées. Cependant, de plus en plus, les données deviennent disponibles dans les régions tropicales ou semi-arides, en particulier celles relatives au contrôle des vecteurs mais aussi aux cultures comme le coton ou le riz (voir études faites par Balk et Koeman en 1984, van der Valk et Koeman en 1988). Malgré tout, nous n'avons qu'une connaissance assez limitée de l'impact potentiel des pesticides dans les écosystèmes des régions tropicales et semi-arides. Il n'existe pratiquement pas d'études des effets secondaires des pesticides en milieu sahélien. D'autre part, il est difficile d'extrapoler à partir de connaissances obtenues à partir d'études faites en milieu tempéré. Bien qu'il soit possible de prédire avec quelque certitude le comportement physique et chimique d'un pesticide en milieu sahélien se basant sur des données collectées ailleurs, l'écologie des nombreuses espèces d'une importance potentielle est très mal connue.

Cette lacune pose deux problèmes majeurs. D'abord, il est difficile d'estimer jusqu'à quel point les caractéristiques écologiques et physiologiques spécifiques des organismes sahéliens (par exemple adaptation aux perturbations du milieu, à la sécheresse, et saison culturale relativement courte) influencent le résultat d'un effet. Ensuite, même si on arrive à démontrer qu'il y a eu un effet chez une espèce considérée comme utile (ex.: un

Hymenoptera parasite) on n'est pas toujours en mesure de montrer l'importance réelle de cet effet sur l'écosystème (ex. les possibilités de réapparition d'un insecte ravageur). Outre ces deux problèmes, le simple fait qu'un très grand nombre d'arthropodes africains n'ait pas fait l'objet d'une description correcte au plan taxonomique complique singulièrement la tâche des écotoxicologues tropicaux .

Etant donné le temps limité et le peu de ressources disponibles pour cette étude pilote, il a été décidé, dès le départ, de la centrer uniquement sur les groupes spécifiques d'arthropodes, tout en essayant de couvrir un éventail assez large d'organismes non-cibles. Pour déterminer sur quelles espèces l'étude devait porter, on a fixé les paramètres suivants :

- l'espèce doit jouer un rôle connu ou supposé tel que " d'arthropode auxiliaire " dans le milieu naturel et l'écosystème agricole du Sahel.
- l'espèce doit être facile à échantillonner, trier et identifier.
- l'espèce doit être assez abondante au cours de la période couverte par l'étude afin que les effets des insecticides puissent être analysés correctement.

La suite de la présente introduction s'attachera à discuter du choix des divers organismes retenus pour l'étude en tenant compte des paramètres sus-mentionnés.

Les arthropodes auxiliaires des écosystèmes sahéliens

Nous nous penchons ci-dessous sur quelques groupes d'arthropodes auxiliaires jouant un rôle important dans le Sahel et susceptibles d'être retenus parmi les espèces à étudier.

Ennemis naturels¹ des sauteriaux et des criquets

Greathead (1963) a fait une étude exhaustive des insectes ennemis des acridiens. Depuis, peu de données nouvelles concernant les criquets ont été rassemblées (Prior et Greathead, 1989).

On sait que beaucoup d'espèces d'insectes sont des parasites et même des prédateurs du criquet pèlerin durant les différentes

¹ Pour la suite du présent chapitre, le terme **ennemis naturels** s'applique uniquement aux **ennemis naturels qui sont des arthropodes** et n'englobe pas d'autres groupes d'ennemis.

étapes de sa développement (oeuf, nymphe, âge adulte). Mais seul un petit nombre d'entre-eux sont considérés comme importants de par leur fonction de régulation des populations de criquets et ce à l'échelle locale seulement (Greathead, 1986). Parmi ces espèces, on peut citer les prédateurs d'oeuf tels que *Stomorhina lunata* (en Afrique de l'Est seulement), *Systoechus spp.* et *Trox procerus*, ainsi que les ennemis du stade post-embryonnaire que sont *Symmictus sp.* et *Blaesoxipha spp.* Le Tableau IX-1 constitue une récapitulation des ennemis naturels les plus importants du criquet pèlerin.

Tableau IX.1 : Ennemis Naturels du criquet pèlerin

FAMILLE	ESPECE	STADE DE L'HOTE	IMPACT (MORTALITE)	REMARQUES
DIPTERA				
Bombyliidae	<i>Stystoechus spp.</i>	oeufs	jusqu'à 30% localement	---
Calliphoridae	<i>Stomorhina lunata</i>	oeufs	0-90%	uniquement en Afrique de l'est
Calliphoridae	<i>Blaesoxipha spp.</i>	nymphes, adultes	0-40%	---
Nemestrinidae	<i>Symmictus costatus</i>	nymphes, adultes	0-34%	---
Aislidae	---	oeufs	---	peu d'importance
HYMENOPTERA				
Proctotrupoidae	<i>Scelio spp.</i>	oeufs	---	possible sur stade solitaire
Specidae	<i>Sphex aegypticus</i>	nymphes, adultes	---	non constant, peu d'importance
COLEOPTERA				
Trogidae	<i>Trox procerus</i>	oothèques	0-75%	peu d'importance
Meloidae	<i>Mylabris spp</i>	oothèques	---	peu d'importance
Carabidae	---	oothèques	---	peu d'importance

SOURCE: Greathead, 1963, 1966, Prior et Greathead, 1989.

La mortalité naturelle du criquet sénégalais (*Oedaleus senegalensis*) a fait l'objet d'une étude par Popov (1980, 1988). Il ressort de ces travaux que le taux important de mortalité chez les oeufs est causé par les larves de mouches de la famille des Bombyliidae, à savoir *Xeramoeba oophaga* et *Systoechus spp.* et des Meloidae *Mylabris spp.* Mais les plus grands facteurs de mortalité sont les dégâts causés aux oothèques par les Coleoptera Tenebrionidae, principalement *Pimelia senegalensis* (voir Tableau IX.2). Les ennemis naturels sont beaucoup plus responsables des taux de mortalité élevés que la stérilité ou les facteurs climatiques. En 1989, Van der Weel (comm. pers.) a étudié les attaques et le parasitisme dont souffrent les oothèques au Niger et il a estimé que le taux variait de 7 % à plus de 80 % suivant les régions, avec un taux d'environ 60 % dans la plupart des cas. Les études faites au niveau des oothèques, en 1989 - 1990 au Mali, ont révélé des taux similaires de mortalité naturelle, taux variant de 40 à 80 % chez *O. senegalensis* et de 0 à 80 % chez d'autres espèces de sauteriaux (SNPV 1990).

Tableau IX.2 : Les ennemis naturels du criquet sénégalais

TAUX RELEVES DANS LES OOTHEQUES(%)

SECTEUR	Nombre total d'oothèques	Oothèques intacts	S	X	M	T
Niamey-Ouallam	373	48	17		3	32
Ouallam-Front.Mali.	39	36	15			39
Front.Mali-Ménaka	5	40				60
Gao-Frontière	42	57		15		28
Frontière-Tillabéry	212	48		20	3	27
Tillabéry-Niamey	39	23	15	7		55
Niamey-Tamou	253	45	3.5		3.5	48
Guesselbodi	377	30	15		3	47
Total	1340	42	11	4	3	40

S = *Systoechus spp.*, X = *Xeramoeba oophaga*, M = *Mylabris spp.*,
T = Tenebrionidae et autres. SOURCE : Popov, 1980.

Tableau IX.3 : Quelques ennemis importants des ravageurs de céréales dans le Sahel.

<u>RAVAGEUR</u>	<u>CULTURE HOTE</u>	<u>ENNEMI NATURAL</u>	<u>IMPACT*</u>
<i>Heliocheilus albipunctella</i> (= <i>Raghuva albipunctella</i>) (Noctuidae: Lepidoptera)	mil	<i>Bracon hebetor</i> (Braconidae: Hymenoptera)	-15%(-95%)
chenille mineuse d'épi		<i>Cardiochiles sahelensis</i> (Braconidae: Hymenoptera)	-10%(-30%)
		<i>Lytomastix sp.</i> (Encyrtidae: Hymenoptera)	-15%(-30%)
		Trichogrammatoidea (Hymenoptera)	-20%(-75%)
		<i>Palearista sp.</i> (Tachinidae: Diptera)	
<i>Acigona ignefusalis</i> (Pyralidae: Lepidoptera)	mil	<i>Hyperchalcidia sp.</i> (Chalcididae: Hymenoptera)	-30%
boreur de tige du mil		<i>Mesochorus sp.</i> (Ichneumonidae: Hymenoptera)	-12%
		<i>Syzeuctus sp.</i> (Ichneumonidae: Hymenoptera)	-30%
		<i>Sturmiopsis sp.</i> (Tachinidae: Diptera)	-16%
<i>Geromyia pennisea</i> (= <i>Cecidomyia pennisea</i>) (Cecidomyiidae: Diptera)	mil	<i>Tetrastichus sp.</i> (Eulophidae: Hymenoptera)	
moucheron de graine de mil		<i>Eupelmus sp.</i> (Eupelmidae: Hymenoptera)	
<i>Helicoverpa armigera</i> (= <i>Heliothis armigera</i>) (Noctuidae: Lepidoptera)	maïs, sorgho, (coton, haricots, autres).	<i>Cardiochiles variegatus</i> (Braconidae: Hymenoptera)	-40%
anthonome		<i>Alciodes sp.</i> (Braconidae: Hymenoptera)	-7%
		Trichogrammatoidea	-30%(-90%)
		<i>Palearista quadrizonula</i> (Tachinidae: Diptera)	-10%
		<i>Pseudogonia rufifrons</i> (Tachinidae: Diptera)	-14%
<i>Sesamia calamistis</i> (Noctuidae: Lepidoptera)	maïs,	Ichneumonidae + Braconidae (Hymenop-	.50%?(-90%)
<i>Eldana saccharina</i>	mil,	ters) and Tachinidae (Diptera) représentent	
boreur rose	sorgho, riz	60% des ravageurs larvaires connus en Afrique.	

* = "pourcentage moyen typique" d'infestation trouvée dans le Sahel; -_% = jusqu'à_% ; le pourcentage donné entre parenthèses indique le maximum noté.

SOURCES: Guhakar *et al.* 1986; Bhatnagar 1987; Ndoye and Guhakar 1987; Huddleston and Walker 1988; Kranz *et al.* 1977; Nwanze 1989; Betbeder-Matibet 1989

Bien qu'il existe des documents concernant les attaques d'arthropodes sur les criquets sénégalais au stade nymphal ou adulte, on connaît fort peu l'étendue de la mortalité causée par ces attaques. On peut toutefois supposer que cette mortalité est très forte si l'on se base sur les données concernant d'autres espèces (ex : le taux de mortalité chez *Locusta migratoria* varie de 50 à 99 % (Farrow, 1975)).

On signale plusieurs autres groupes d'ennemis naturels des sauteriaux et des criquets. *Scelio spp.* (Hymenoptera : Scelinodae) sont connus pour être des espèces parasites des acridiens (sauf du criquet pèlerin et ceux du criquet sénégalais (Greathead, 1963 ; Popov, 1988)). Les Carabidae (Coleoptera) attaquent les sauteriaux et il est prouvé qu'ils sont responsables du taux de mortalité des oeufs de *L. migratoria* au Mali (Popov, 1959). On trouve beaucoup de prédateurs d'orthoptères au sein de la famille Hymenoptera Sphecidae. Des espèces de *Sphex spp.* se nourrissent spécifiquement de larves de sauteriaux et de sauteriaux adultes comme le font du reste plusieurs genres de Larrinae (ex. *Tachites spp.*) (Greathead, 1963 ; Bohart et Mencke, 1976). Les Asilidae sont les principaux prédateurs de larves et d'acridiens adultes. Cependant, il est peu probable que ces mouches soient des prédateurs spécifiques ; en fait, elles sont importantes comme ennemis naturelles seulement lorsque, dans une région donnée, les densités de populations acridiennes sont élevées (Greathead, 1963 ; Checke et al., 1980). Dans l'étude de la dynamique de population du criquet nomade, *Nomadacris septemfasciata*, Stortenbeker (1967) a trouvé que les Asilidae étaient une des principales causes de mortalité lors des premiers stades larvaires des criquets, quand les densités de population acridiennes étaient fortes. Anisoptera (Odonata) sont considérés en potentiel comme le principal ennemi naturel des larves de criquet nomade (Stortenbeker, 1967). Cependant ce taxon, dont la reproduction dépend de l'eau, ne peut donc revêtir une importance que pour le criquet nomade qui vit dans les plaines d'inondation ou dans leur voisinage immédiat. Plusieurs genres de fourmis s'attaquent aux oeufs et aux jeunes larves (ex. Farrow, 1975; Cheke et al., 1980).

Les ennemis naturels des insectes ravageurs de céréales

Le mil perlé ou petit mil (*Pennisetum americanum*) constitue un des principaux aliments de base dans le Sahel, surtout dans sa partie nord. On considère généralement que la sécheresse est un grand facteur limitant de production, mais les adventices, les maladies, les insectes et les oiseaux peuvent s'avérer aussi nocifs que la sécheresse par les dégâts importants qu'ils causent aux cultures (Gahukar, 1988, 1989). Parmi les céréales secondaires cultivées dans le Sahel, on peut citer le sorgho, le maïs et, à un degré moindre, le riz. Lorsque des campagnes de lutte acridienne sont menées en Afrique, dans des zones cultivées, les cultures susmentionnées sont donc souvent traitées. Les insecticides utilisés au cours de ces opérations peuvent toutefois causer une recrudescence de ravageurs

secondaires parce qu'ayant décimé les ennemis naturels de ces ravageurs en puissance.

Ce phénomène peut se produire au cours de l'année où le traitement a été effectué ou pendant la campagne agricole suivante. Par exemple, il est arrivé qu'à la suite de traitements aux pesticides il y ait eu abondance de *Eldana saccharina*, un boreur de tiges de sorgho, probablement parce que les ennemis naturels de ce ravageur avaient vu leur nombre réduire (Betbeder-Matibet, 1989). Quelques insectes nuisibles aux céréales secondaires ayant une plus grande importance pour la région du Sahel ainsi que leurs ennemis sont répertoriés au Tableau IX.3.

L'importance économique de ces insectes nuisibles n'a pas été examinée à fond. On en sait encore moins de l'impact que les ennemis naturels pourraient avoir sur la dynamique de population de ces insectes nuisibles. Les données fournies au Tableau IX.3 donnent toutefois une idée de l'importance potentielle des ennemis naturels de ces insectes.

Les pollinisateurs

La pollinisation par les insectes est un phénomène très important pour beaucoup de cultures tropicales et subtropicales. Au moins 105 cultures tropicales et sub-tropicales sont (partiellement) pollinisées par les abeilles, parmi les plus importantes on peut citer le coton, le soja, plusieurs oléagineux ainsi que la plupart des arbres fruitiers (Crane et Walker, 1983, Mc Gregor, 1976). En outre, la production de miel peut constituer une source de revenu appréciable pour les paysans des pays en développement. Les abeilles sont les principaux pollinisateurs. Outre les abeilles domestiques (*Apis mellifera*), les abeilles sauvages jouent dans les régions tropicales et subtropicales un rôle important dans le domaine de la pollinisation. Elles appartiennent pour la plupart à la famille des Megachilidae, à celle des Apidae, des Halictidae, des Adrenidae et à celle des Melittidae (Crane et Walker, 1983).

Etudes antérieures de l'impact écologique de la lutte antiacridienne en Afrique

Plusieurs études ont été faites ces dernières années afin de connaître l'impact de la lutte antiacridienne sur l'environnement. D'une manière ou d'une autre, la plupart de ces études ont porté sur des invertébrés terrestres.

Ottesen (1987) a effectué au Mali une étude préliminaire de l'impact aigu du fénitrothion appliqué à 50 et à 150 m.a/ha contre *Oedaleus senegalensis*. Il a capturé des invertébrés non-cibles à l'aide de filets et de pièges enterrés et ce, deux jours avant et deux jours après le traitement. Le fénitrothion, dilué avec de l'huile codicide a été épandu, par hélicoptère, à raison de 50 et 150 g de matière active par hectare en gouttelettes de

70 µm (nominal) sur des parcelles de 300x400 m. L'épandage s'est effectué dans des conditions de vent presque nul, < 1m/s, ce qui a pu résulter en un dérive pas intentionnelle de ces fines gouttelettes vers d'autres parcelles (il n'y avait pas de zone tampon entre les parcelles) ou hors de la zone d'étude. Les organismes les plus affectés par l'épandage ont été les fourmis (Formicidae) et les thrips (Thysanoptera) qui ont vu leur population réduite de plus de 95 % dans les deux jours qui ont suivi l'épandage. C'est surtout dans la couverture herbeuse que les insectes se nourrissant de plantes ont été le plus touchés (généralement > 50 % de réduction de la population) tandis que les araignées et les acariens ont été les moins affectés (40 % de réduction de la population). Sauf chez les acariens et les thrips, le nombre réel d'insectes capturés a été assez faible. De tous les arthropodes épigés, les Diptera (principalement les Agromyzidae) et les acariens ont été les plus affectés, leur taux de mortalité ayant été supérieur à 70 %. Les populations de Coleoptera Carabidae ont été réduites de moitié tandis que les araignées n'ont montré aucun signe de réduction. On n'a constaté aucune différence entre les doses quant aux effets de l'insecticide. Selon Ottesen, le fait qu'aucun groupe ne soit totalement éteint signifie que ces populations d'insectes vont probablement se reconstituer après un certain temps.

Une seconde étude préliminaire a été effectuée par Pinto et al.(1988) au Soudan. Du fénitrothion a été appliqué à deux parcelles de 80 et 72 ha à raison de 900 et de 700 m.a./ha, respectivement. Le traitement s'est faite par avion, à l'aide d'atomiseurs Micronair avec une vitesse du vent variant de 2 à 8 m/s. Les parcelles témoins, situées à 150 mètres des parcelles traitées, en amont du vent, ont été couplées avec les parcelles pulvérisées. A la suite du premier traitement, on a constaté une réduction de 85 % de la population des espèces d'arthropodes capturées à l'aide des filets et de 95 % en nombre d'arthropodes, ce, 10 jours après le traitement. Il n'y a pas eu d'autre analyse détaillée. Le second traitement a vu le nombre total d'espèces réduire de 60 % le nombre total de 83 % après 8 jours par rapport au témoin. L'évaluation des populations s'est faite par comptage le long des transectes. Les populations étaient trop faibles pour permettre une analyse à un niveau taxonomique plus bas. La capture à l'aide de pièges enterrés a vu la réduction de 98 % des Formicidae dans la parcelle traitée 7 jours après le traitement. On n'a observé aucun signe de rétablissement car toutes les parcelles s'asséchaient rapidement et la population d'arthropodes a chuté à presque zéro dans les parcelles témoins.

Dynamac (1988a) a effectué des essais au Mali afin d'éprouver l'efficacité de plusieurs pesticides contre les sauteriaux. Bien qu'il ait prévu de suivre de près les arthropodes non-cibles, il n'a pas pu recueillir beaucoup de données en raison de la faible population d'invertébrés et du caractère inapproprié des techniques d'échantillonnage. Dans le premier groupe d'essais, des parcelles de 12 ha ont été traitées par épandage aérien (atomiseurs Micronair), avec un espacement de 150 m entre les parcelles. On a testé au total huit produits

chimiques dont le fénitrothion qui a été appliqué à raison de 150 g m.a/ha et le chlorpyriphos à raison de 171 g m.a/ha (nominal). Le fénitrothion a été appliqué à trois reprises et le chlorpyriphos à deux. La taille des gouttelettes était estimée à 100 - 150 μ et la vitesse du vent entre 0,8 et 1,8 m/s. Les Coleoptera Tenebrionidae et Carabidae n'ont pas de réduction significative par rapport au témoin sur une période de 5 jours (capture à l'aide de pièges enterrés) suivant l'application des traitements ci-dessus. L'équipe chargée de l'étude a également entrepris des recherches afin de dénombrer les insectes morts des suites de le traitement, mais cet exercice n'est pas d'une grande utilité si l'on ne peut pas mettre les données obtenues en relation avec les estimations (relatives) des populations d'insectes. Dans le second groupe d'essais, qui ont été effectués sur des parcelles plus grandes, on a utilisé des pièges collants, on a procédé au comptages visuels et on a observé la morbidité des fourmis le long des transectes pour mesurer les effets secondaires. Les deux premières méthodes n'ont pas donné des résultats significatifs du fait du nombre restreint d'arthropodes pris ou observés. On a pu évaluer la mortalité des fourmis en comptant les carcasses mais cela ne peut pas constituer une mesure quantitative des effets.

Dans l'ensemble, les essais ont montré que pour évaluer les effets secondaires des insecticides dans les zones où les arthropodes sont peu nombreux, il est nécessaire d'employer des méthodes spéciales d'évaluation des populations, car la méthode consistant en un échantillonnage général des insectes ne permet pas d'obtenir des données suffisantes pour une analyse, quelle qu'elle soit.

Müller (1988) a étudié, au Soudan, les effets de 16 pesticides sur des invertébrés non-cibles sélectionnés. Cependant, du fait des méthodes employées (test d'application tropicale incomplets et recherche semi-quantitative d'invertébrés morts dans des parcelles pulvérisées de très petite dimension), les résultats obtenus ne semblent pas très utiles pour une extrapolation sur d'autres circonstances. D'autre part, aucun détail n'a été fourni quant à l'application de ces pesticides.

Un vaste programme destiné à tester les effets secondaires a été exécuté dans le delta du Tokar, au Soudan, en 1988 (Dynamac, 1988b). Six pesticides ont été utilisés, à savoir le fénitrothion (520 g m.a/ha), le malathion (1300 m.a/ha), le chlorpyriphos (225 g m.a/ha), le bendiocarbe (124 g m.a/ha), le carbaryl (576 g m.a/ha) et le lamdacyhalothrine (20 g m.a/ha). Chacun de ces pesticides a été pulvérisé en trois répétitions sur des parcelles de 1 km², avec un espacement de 250 à 600 m entre les parcelles. Le traitement s'est faite par avion, à l'aide d'atomiseurs Micronair (taille des gouttelettes estimée à 100-150 μ) et perpendiculaire à la direction du vent, qui soufflait généralement autour de 3 m/s (vitesse variant de 1,8 à 6,7 m/s). On a échantillonné des invertébrés non-cibles en faisant usage de filets, de pièges enterrés et de pièges collants. Cet échantillonnage s'est échelonné sur une semaine précédant le

traitement et une autre après ce traitement (à raison de trois échantillons par semaine), puis il y a eu un tri suivant l'ordre taxonomique. Le fénitrothion a causé des réductions importantes pendant une semaine au sein des araignées (62 %), des Hemiptera (58 %) et des Coleoptera (90 %), mais cela n'a pas été le cas chez les Diptera et les Hymenoptera. Le chlopyrifos a réduit les populations de Coleoptera (56 %) et d'Hymenoptera (53 %), par contre, il n'a pas eu d'impact significatif parmi les populations d'araignées, d'Hemiptera et de Diptera. Dans la plupart des cas, ces espèces ont commencé à recouvrir leur nombre qu'ils avaient avant le traitement ou ont achevé de le faire dans un délai de sept jours suivant le traitement. Etant donné que pendant l'échantillonnage, on n'avait pas mis le liquide de conservation dans les pièges enterrés, il est peu probable que les résultats par cette méthode (destinée surtout aux Coleoptera et aux araignées) soient valables.

Ottesen et al., (1989) ont étudié l'impact du fénitrothion sur des arthropodes non-cibles au Mali. Ce produit chimique a été mélangé à de l'huile codicide et pulvérisé par hélicoptère sur des parcelles de 12 ha à raison de 50, 165 et 330 g m.a./ha. Les atomiseurs étaient actionnés électriquement (Micron X15) et les applications ont été faites sous un vent soufflant à la vitesse de 3 à 4 m/s. Des invertébrés ont été échantillonnés pendant quatre jours d'affilée avant l'épandage, pendant les cinq jours consécutifs qui ont suivi, et aux jours 8 et 12 après traitement. On a utilisé des filets pour capturer les arthropodes vivant sur la couverture herbeuse et des pièges enterrés pour ceux vivant sur le sol. Tous les arthropodes liés au stratum herbacé ont, au début, enregistré de fortes réductions de population, souvent même plus de 50 % huit jours après le traitement. Les données concernant les pièges enterrés ont été très variables. On n'a pas pu démontrer nettement que le pesticide a des effets sur des groupes de ravageurs tels que les araignées et les carabides. Les fourmis mangeuses de semis ont vu leur nombre réduire mais cela n'a pas été le cas pour les fourmis prédatrices. Les populations de Coleoptera Tenebrionidae ont augmenté de façon significative dans les parcelles témoins, par contre, elles ont connu les réductions légères dans les parcelles traitées. On n'a pas constaté de lien entre le dosage et la réduction de la population initiale. Il semble toutefois que les populations aient récupéré plus vite dans les parcelles à dosage de pesticide plus faible.

Conclusion

Les études effectuées jusqu'ici sont, à plusieurs égards, limitées. Elles se bornent à évaluer l'impact réel des pesticides pendant une période maximum de 12 jours, après le traitement. Etant donné que la période d'avant-traitement était courte, dans tous les cas, il est dès lors difficile d'évaluer ces effets aigus dans une région comme le Sahel, où les écosystèmes connaissent de grandes fluctuations naturelles. D'autre part, seules les études faites par Ottesen comportaient une analyse consistante de l'impact des pesticides sur des organismes d'un niveau taxonomique inférieur à ceux de l'ordre des arthropodes.

Figure IX.1

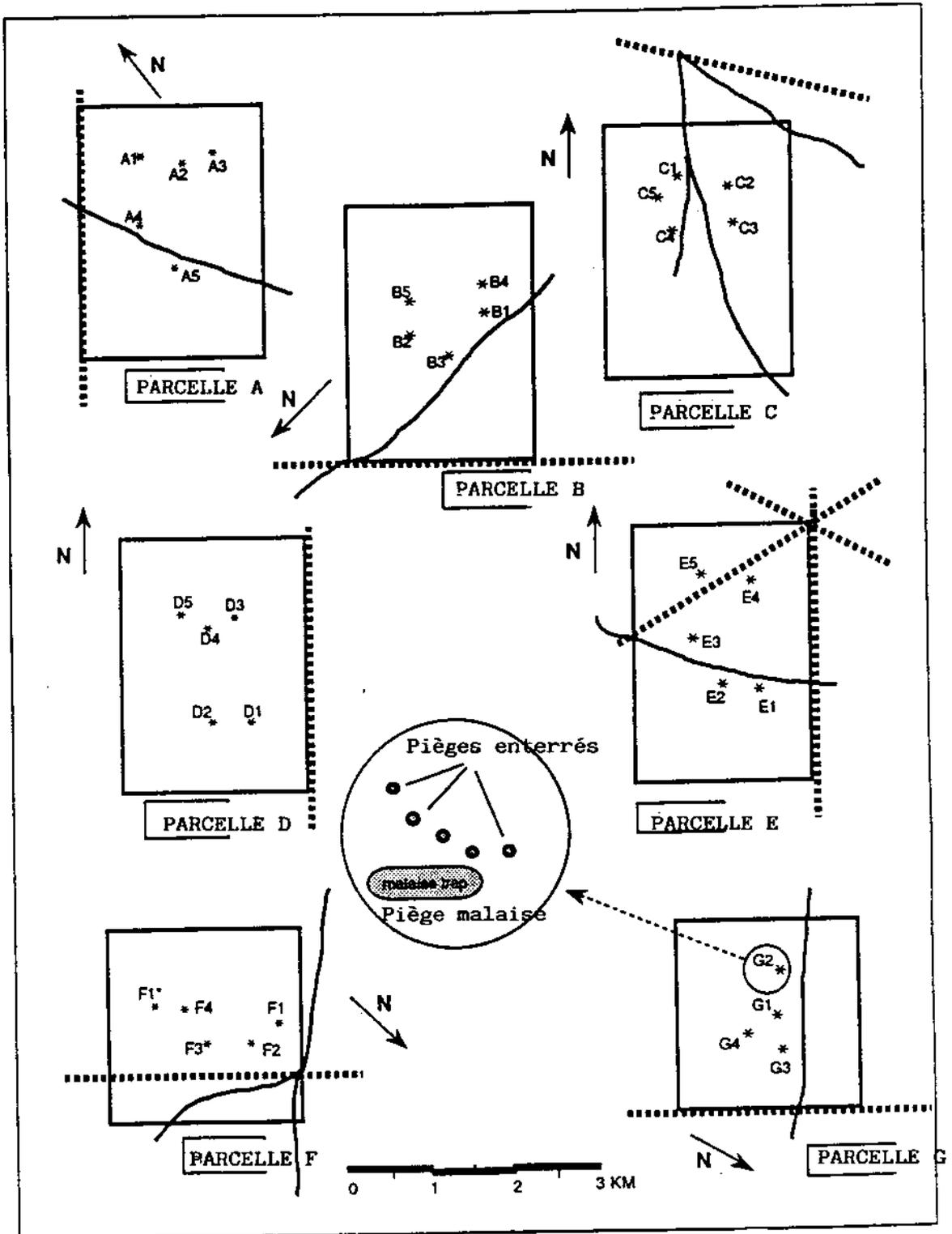


Fig. 4.1 Emplacement des unités de piègeage sur toutes les parcelles. Chaque unité est composée d'un piège malais et de 5 pièges

■ ■ ■ ■ : pare-feu — : piste

enterrés: voir la carte globale pour l'emplacement des parcelles dans la zone de l'étude.

Les informations obtenues à la suite d'études de l'ordre sont très limitées (voir discussion).

Plusieurs essais ont régulièrement fait ressortir des taux de mortalité initiale élevés chez les Formicidae (fourmis) causés par des organophosphorés et carbamates, mais elles sont muettes sur la durée et l'intensité des réductions de population. Cet effet est nettement décelable lorsqu'on observe l'impact des insecticides sur les fourmis dans la lutte contre les vecteurs de maladies (Everts et Koeman, 1987). Les effets observés chez d'autres groupes sont difficiles à évaluer soit parce que les méthodes de capture sont différentes, soit parce que l'analyse ne porte que sur l'ordre.

Choix des espèces pour les besoins de l'étude.

Sur la base des considérations ci-dessus, concernant des groupes d'arthropodes jouant un rôle important et compte tenu des études antérieures, il a été décidé de concentrer la présente étude sur les espèces suivantes :

- Hymenoptera : Braconidae (parasites généraux)
 Ichneumonidae (parasites généraux)
 Sphecidae : Larrinae (ravageurs d'Orthoptera)
 Apoidae (pollinisateurs)
- Diptera : Asilidae (ravageurs généraux)
 Bombyliidae (parasites des oeufs d'acridiens)
- Coleoptera : Carabidae (ravageurs généraux)
 Tenebrionidae (ravageurs des oeufs d'acridiens).

Chaque fois que cela était possible, pendant l'étude pilote, on devait analyser l'impact sur les organismes au niveau taxonomique le plus bas possible (c'est-à-dire : sous-famille, tribu, genre ou espèce).

Puisqu'on a constaté que les fourmis (Formicidae) étaient souvent affectées par plusieurs groupes d'insecticides, il a été décidé de les étudier plus en détail. Cependant, du fait du comportement des fourmis, les méthodes indirectes de capture comme celle consistant à utiliser des pièges enterrés, pose le problème de la grande variabilité des résultats. On a donc prévu d'effectuer des tests préliminaires en employant une méthode directe d'évaluation des populations.

Le matériel et les méthodes

Pour les informations concernant le plan général des essais, les dimensions et la disposition des parcelles, et pour les données concernant l'environnement et les applications de pesticides, veuillez vous référer aux Chapitres I et II.

Matériel de capture

A l'exception de celles qui ont été traitées au diflubenzuron, toutes les parcelles ont été équipées de cinq unités de capture qui consistaient en un piège Malaise et cinq pièges enterrés. Les parcelles traitées au diflubenzuron, dont la superficie faisait un tiers de moins que les autres parcelles, étaient équipées chacune de quatre unités de capture. On n'a pas disposé les pièges au hasard, mais plutôt en tenant compte de l'habitat qui était hétérogène. En général, on a disposé les pièges au bord des petites dépressions dans la savane. Ces dépressions, qui étaient de 0,2 à 0,1 m au dessous du niveau du sol avoisinant, se caractérisaient par une concentration de la végétation et devaient abriter des concentrations d'arthropodes. On escomptait donc que les effets des pesticides seraient plus marqués au niveau de ces dépressions. Sauf dans un seul cas, tous les pièges avaient été placés à 500 m au moins de la limite la plus proche de la parcelle (Fig. IX.1), ce afin que l'ensemble de la zone où se faisait l'échantillonnage reçoive une dose de pesticide à peu près égale (voir Chapitre II).

Les pièges Malaise

Les pièges Malaise sont fabriqués localement à l'aide de grillages (moustiquaires à mailles serrées). Le bas du piège est constitué d'un grillage de couleur rouge ou violette et le haut d'un grillage blanc. Le piège comporte une ouverture sur deux côtés et les zones d'interception sont de 1,5 x 1 m chacune. Le piège mesure 1,8 m de hauteur. On a installé dans chaque piège une bouteille d'eau minérale en plastique vide (capacité : 1,5 l) pour servir de récipients. On dispose les pièges de façon à ce que leur côté le plus grand, percé d'une ouverture, soit perpendiculaire au bord de la dépression du terrain. On remplit ensuite chaque bouteille d'une solution de formol à 5 % pour la conservation des insectes piégés. Des branchages sont alors disposés autour du piège de façon à former un ensemble de 0,5 m de hauteur et 10 m de diamètre, ce, afin d'empêcher les troupeaux de déranger le dispositif de capture. Dans les cas où la solution de formol s'est évaporée du fait de la chaleur, ou lorsque le grillage/moustiquaire ou la bouteille a été endommagé par les fortes pluies ou par les animaux en divagation, on se débarrasse en principe des insectes capturés.

Les pièges enterrés

Les pièges enterrés ont été creusés dans le sol, dans la partie la plus haute des dépressions et ce, à proximité des pièges Malaises. Des verres en plastique, de 6 cm de diamètre et de 10 cm de hauteur, sont utilisés comme récipients. On fixe de façon permanente un de ces verres dans le sol et on superpose dans ce dernier un second verre rempli d'une solution de conservation composée de formol à 5 %. En remplaçant simplement le verre du dessus les jours où l'on recueille les échantillons,

on évite ainsi de déplacer autre chose (terre, etc.). Les pièges enterrés sont creusés en ligne droite ou en demi-cercle avec, entre elles, un espacement de 1,5 à 2 m. On s'arrange pour qu'elles soient à l'ombre des arbres ou des buissons afin de ralentir le phénomène d'évaporation de la solution de conservation. Une feuille de métal de dimension 15 x 15 cm est soudée sur les supports en fil de fer et protège le piège enterré de la pluie. Les échantillons recueillis dans les pièges enterrés desséchés (évaporation de la solution) ou détruites par les animaux en divagation sont automatiquement éliminés des stocks à étudier. Le nombre exact de pièges enterrés par site et par semaine utilisées pour les besoins de l'étude Figure à l'Annexe IX.1.

Activité des fourmis

Etant donné que les captures à l'aide de pièges ne donnent pas une idée fiable des changements survenant dans l'activité des fourmis, on a expérimenté une méthode basée sur l'abondance des fourmilières. Les fourmis, de la sous-famille des de Myrmicinae, qui étaient très abondantes dans la zone, font montrer d'une grande activité consistant à transporter des particules de terre qu'elles prélèvent de leur fourmilière pour les déposer à l'extérieur. Comme le sol des parcelles d'expérimentation était à prédominance rouge orangé, il était facile de distinguer les fourmilières débordantes d'activité par la présence de particules de terre fraîchement déposées autour des entrées de ces fourmis. Dans la parcelle témoin C et dans la parcelle B à double dose de fénitrothion, on a délimité 5 transectes près du centre de la parcelle. Ces transectes étaient de dimensions 1,25 x 125 m. Chaque jour d'observation, on procédait à un autre traçage pour obtenir de nouvelles transectes. On n'a jamais travaillé deux fois sur la même transecte, bien que la portion de parcelle où s'effectuait l'observation soit demeurée la même. On comptait alors les entrées actives des fourmilières à l'intérieur des transectes. On considérait qu'une fourmilière était active lorsqu'on pouvait constater des signes d'activité des fourmis autour d'elle ou de nouveaux dépôts de particules de sable autour de l'entrée de la fourmilière.

Tableau IX.4 : Programme d'échantillonnage des invertébrés terrestres

	JOUR	MAR	MER	JEU	VEN	SAM	DIM	LUN	MAR	CODE	HEBDO.
AOUT		1	2	3	4	5	6	7	8		
	INSTAU-	B1,2	B3-5	E1-5	D4,5	A4,5	F1	F2-4	B		1
	RATION		C1-5	D1-3	A1-3		G1	G2-4	C		
			9	10	11	12	13	14	15		
			D	A			F				1
			E				G				
			16	17	18	19	20	21	22		
				B	A		F				2
				C	E		G				
				D							
			23	24	25	26	27	28	29		
				B	A		F				3
				C	E		G				
				D							
SEPTEMBRE			30	31	1	2	3	4	5		
				B	A		F		D		4
				C	E		G				
				D							
			6	7	8	9	10	11	12		
	TRAITEMENT		E	A	F	G		B			
			13	14	15	16	17	18	19		
			C	A	F			B			5
			D	E	G						
			20	21	22	23	24	25	26		
			C	A	F			B			6
			D	E	G						
OCTOBRE			27	28	29	30	1	2	3		
			C	A	F			B			7
			D	E	G						
			4	5	6	7	8	9	10		
			C	A	F			B			8
			D	E	G						

Les lettres renvoient aux parcelles ; les nombres en face de la semaine au cours de laquelle l'installation a eu lieu correspondent aux unités de capture ou les pièges installés dans les parcelles. Les rectangles hachurés sont considérés comme une semaine d'échantillonnage dans le cadre de l'étude.

Fréquence de l'échantillonnage

L'opération consistant à recueillir le contenu des pièges et à remplacer le liquide de conservation a eu lieu tous les sept jours, sauf lorsqu'à la suite d'inondations, il s'est avéré difficile d'accéder aux parcelles. Le schéma complet d'échantillonnage Figure au Tableau IX.4. Il a été physiquement impossible de recueillir le même jour les échantillons de toutes les parcelles, or c'eût été la chose idéale du point de vue de la réduction des erreurs d'échantillonnage d'une parcelle à l'autre. L'ensemble de l'échantillonnage s'est effectué sur une période de 4 semaines avant le traitement et sur une autre de 4 semaines après le traitement. On a procédé à l'enregistrement des activités des fourmis 2 fois avant et 3 fois après le traitement. Tous les pièges ont été installés sur les parcelles immédiatement après le traitement et ce, toujours dans les 6 heures suivant le dernier passage de l'avion.

Manipulation des échantillons

Les échantillons ont été lavés à l'eau courante sur un tamis à mailles serrées. Puis ils ont été triés en fonction de leur ordre. Les insectes dont l'ordre taxonomique était intéressant pour les besoins de l'étude ont ensuite été conservés séparément dans une solution d'alcool, en attendant un second tri suivi d'identification. Les autres ont été mis ensemble dans de l'alcool, pour constituer un ensemble étiqueté et stocké.

Analyse des données

Etant donné qu'il n'était pas toujours possible de visiter les pièges tous les sept jours, il a fallu parfois corriger les données relatives à la capture de façon à prendre en compte le nombre réel de jours où les pièges ont été en service. Cela a été fait de manière linéaire, même si l'on se doute bien que le nombre de captures n'était jamais le même d'un jour à l'autre (par exemple, ce nombre peut être fonction des conditions météorologiques). Cependant, il n'existait aucun moyen permettant de quantifier ces variations. Par conséquent, toutes les données corrigées se rapportent à une semaine de capture de sept jours. De même, l'absence de données concernant certains pièges enterrés (dessèchement ou destruction de ces dernières), les données d'ensemble ont été corrigées proportionnellement de façon à obtenir un échantillon par groupe de cinq pièges enterrés (nombre type d'unités de capture) par semaine.

On a trouvé que le site de piégeage jouait énormément, autrement dit que certains pièges capturaient régulièrement plus (ou moins) d'arthropodes que d'autres. Etant donné que le nombre de pièges était trop limité pour que cette variation puisse être quantifiée, la seule possibilité qui s'offrait consistait à comparer des séries complètes de pièges et à calculer les moyennes concernant une parcelle spécifique à partir de séries complètes de temps. Du fait qu'il y avait des données manquantes,

et qu'il n'y avait pas assez de temps pour trier et identifier les prises provenant des différents pièges installés sur le terrain, on n'a pas pu utiliser les données relatives à trois unités de capture par parcelle alors que chaque parcelle est équipée de quatre ou cinq de ces unités, pour assurer que seule des séries (presque) complètes de temps aient été comparées au cours de l'analyse.

Les méthodes d'estimation des valeurs manquantes pour ce genre de données (série de temps très courts) ne sont pas bien définies. La production de données manquantes comme dans le cas de ANOVA n'est pas faisable puisque les séries de données sont interdépendantes (Sokal et Rohlf, 1981). D'autre part, les quelques techniques d'estimation de valeurs manquantes concernant les séries de temps ne sont applicables que dans les cas d'ensembles de données abondantes (Kotz et al., 1983 ; Ansley et Kohn, 1983). Dans le cas qui nous occupe, on a estimé les valeurs manquantes de manière assez sommaire, en partant du principe que les données d'une série contenant une valeur manquante suivait la même tendance que celle des autres séries de la parcelle ; de ce fait, pour tous les pièges installés sur une parcelle donnée (exception faite des pièges ayant enregistré des valeurs manquantes), on a calculé le ratio entre des semaines avec une valeur "manquante" et les prises de la semaine précédente. La moyenne de ces ratios est ensuite utilisée pour estimer la valeur manquante. Si possible, on répète la procédure pour obtenir le ratio entre les prises de la semaine avec une "manquante" et celles de la semaine suivante et les prises à valeur manquante. Dans ce cas, on fait la moyenne des deux estimations. Cependant, on n'a pas déterminé les valeurs manquantes pour la cinquième semaine et inversement puisque, ce faisant, on aurait dépassé la période prévue pour le traitement, on ne s'attendait pas à ce que les différents emplacements à l'intérieur de la parcelle réagissent de façon similaire au traitement.

Analyse statistique des données

Cette analyse a été faite suivant la méthode décrite par Stewart-Oaten et al., (1986), à savoir que les prises consécutives sur les différentes parcelles sont utilisées comme "pseudo-répétitions".

On a transformé toutes les prises corrigées sur la base (de transformation) $\ln(N+1)$, puis, pour tous les traitements, on a soustrait la somme de trois pièges témoins de la somme des trois pièges traitées et ce pour chaque semaine de piégeage. On a ensuite comparé les différences avant et après traitement au moyen d'un test en "Student-t" unilatéral et non couplé.

La méthode employée est discuté en détail après (voir la section Discussion).

Les résultats

Généralités

La plupart des résultats sont donnés ci-après sous forme de graphiques. Les nombres corrigés d'arthropodes par groupe de cinq pièges enterrés ou par pièges Malaise par semaine sont présentés sous forme de diagrammes à colonnes. Les rapports nombre traité/nombre témoin (c'est-à-dire les changements intervenant dans les parcelles traitées qui sont corrigées pour la variabilité du témoin) apparaissent à la suite de ceux présentés dans les diagrammes linéaires. Le degré de signification apparaissant dans le cadre réservé aux statistiques traduit la différence entre, d'une part, la moyenne d'abondance pendant la période d'avant traitement indiquée et, d'autre part, la moyenne d'abondance posttraitement indiquée.

Les données brutes d'échantillonnage, les données corrigées concernant les semaines d'échantillonnage incomplètes ou les pièges inopérants ainsi que les données logarithmiques transformées que l'on a utilisées pour l'analyse statistique figurent à l'Annexe IX.2. Ces données concernent tous les groupes étudiés dans ce Chapitre.

Lorsque, dans la suite du texte, il est fait mention d'une augmentation ou d'une baisse des prises après traitement, c'est toujours par rapport aux niveaux moyens d'avant traitement, sauf indication contraire. Toute mention de signification dans les changements est également en relation avec les niveaux moyens avant traitement, là aussi, sauf indication contraire. Pour les besoins de l'étude, tous les changements intervenant dans les densités de population sur les parcelles traitées sont des changements nets, corrigés pour tenir compte des fluctuations au niveau de la parcelle témoin, i.e., tels qu'ils apparaissent dans les diagrammes linéaires, sauf indication contraire.

Le sous-dosage (i.e., les doses non directement mortelles) des insecticides cause souvent une hyperactivité des arthropodes. Cela est particulièrement vérifié chez certaines poudres à pyrèthres, mais c'est peut-être également valable pour d'autres groupes d'insecticides de contact. C'est surtout dans les pièges enterrés que le sous-dosage peut causer, immédiatement après l'épandage du produit, une augmentation des prises plutôt que leur diminution. Etant donné que, dans le cadre de cette étude, les pièges ont été installés très peu de temps après l'épandage, ce phénomène peut sans doute expliquer une certaine augmentation des prises dans les pièges enterrés pendant la cinquième semaine. Dans certains cas, on a donc exclu de l'analyse les prises de la cinquième semaine. Ces cas seront précisés à mesure qu'ils se présenteront.

Du fait d'une répartition inégale du pesticide dans la partie ouest de la parcelle D (chlorpyrifos à raison de 270 g m.a./ha), on a décidé de ne pas poursuivre l'analyse de l'unité de piégeage D5, ce afin d'éviter que des données concernant ce coin (sous-dosé) de parcelle ne soient prises en compte.

Figure IX.2

Carabidae

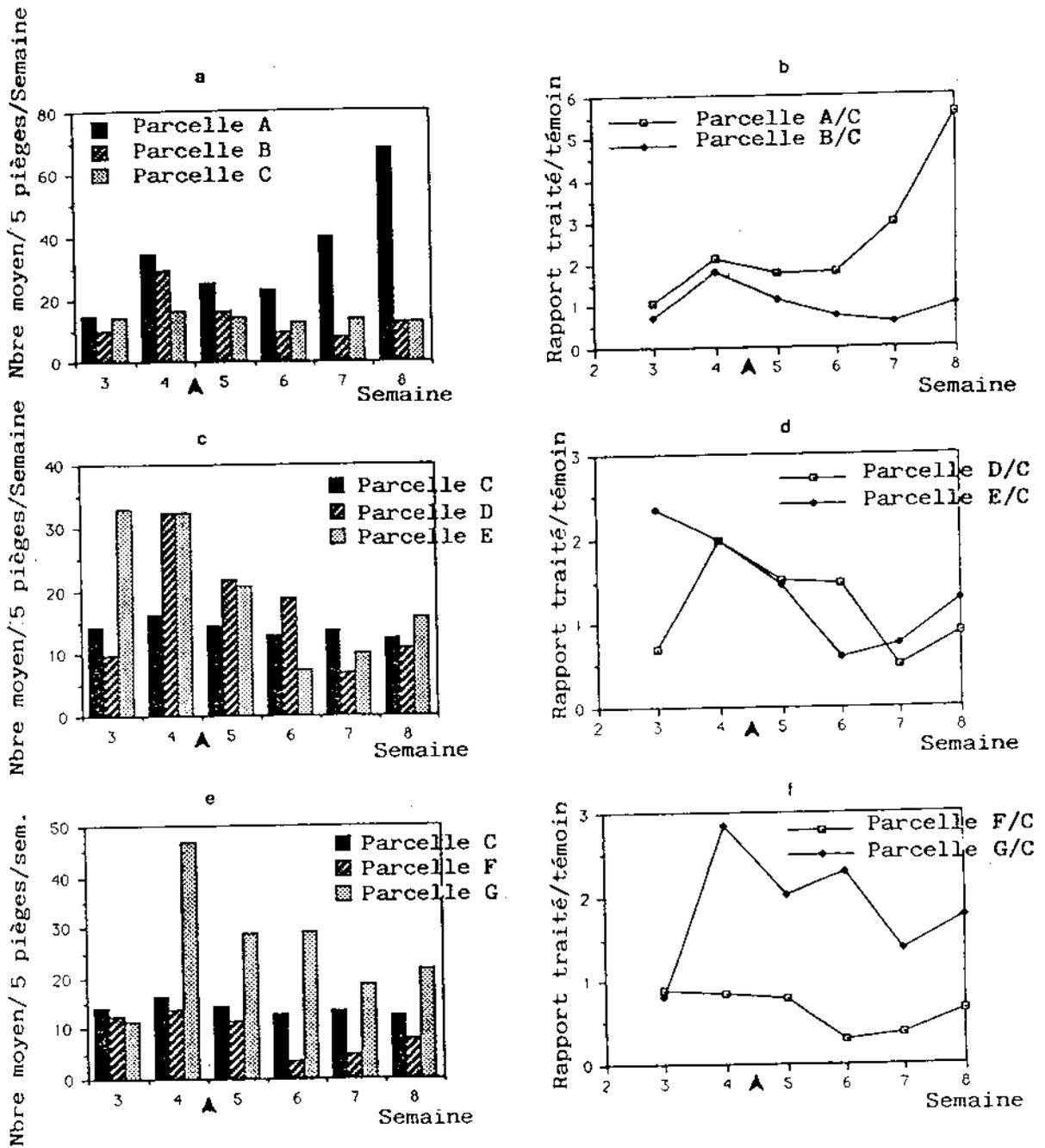


Figure IX.2

Nombre moyen de Carabidae par 5 pièges enterrés par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

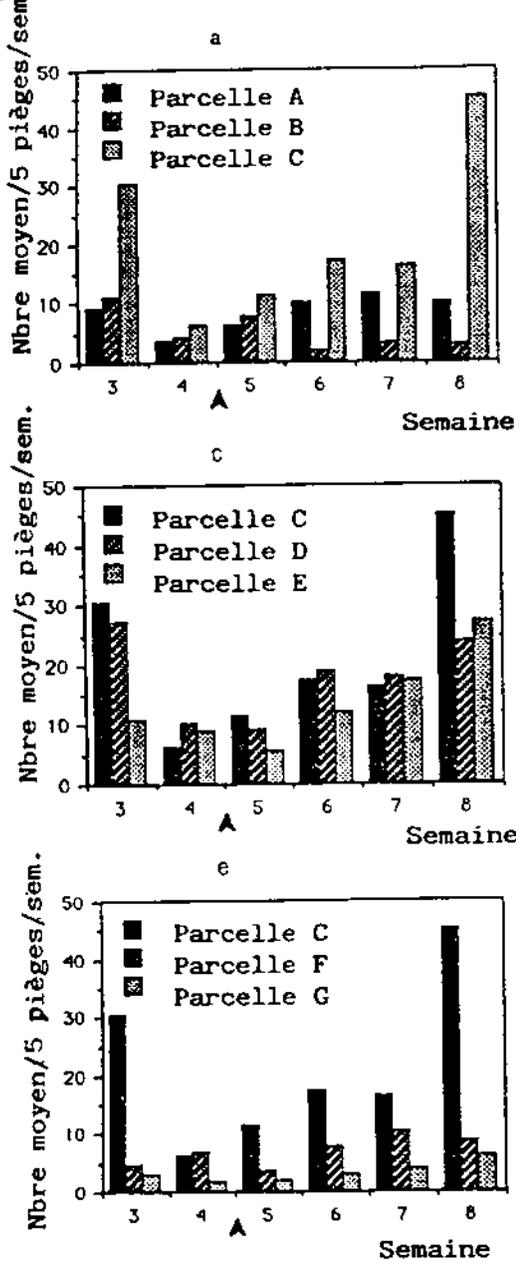
Parcelle A: fénitrothion 485 g.m.a./ha;
 Parcelle B: fénitrothion 825 g.m.a./ha;
 Parcelle C: témoin, non-traité;
 Parcelle D: chlorpyriphos 270 g.m.a./ha;
 Parcelle E: chlorpyriphos 390 g.m.a./ha;
 Parcelle F: diflubenzuron 85 g.m.a./ha;
 Parcelle G: diflubenzuron 40 g.m.a./ha.

STATISTIQUES:

Parcelles A,B,D: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle E: semaine 3, 4-5,6,7,8: (p = 0,038)*
 Parcelle F: semaine 3,4-5,6,7,8: (p = 0,053)
 semaine 3,4-6,7,8: (p = 0,02)
 Parcelle G: semaine 4-5,6,7,8: (p = 0,02)

* signification de la baisse de la moyenne de la semaine 5,6,7,8 par rapport à la moyenne pour les semaines 3,4.

Figure IX.3



Pimella senegalensis

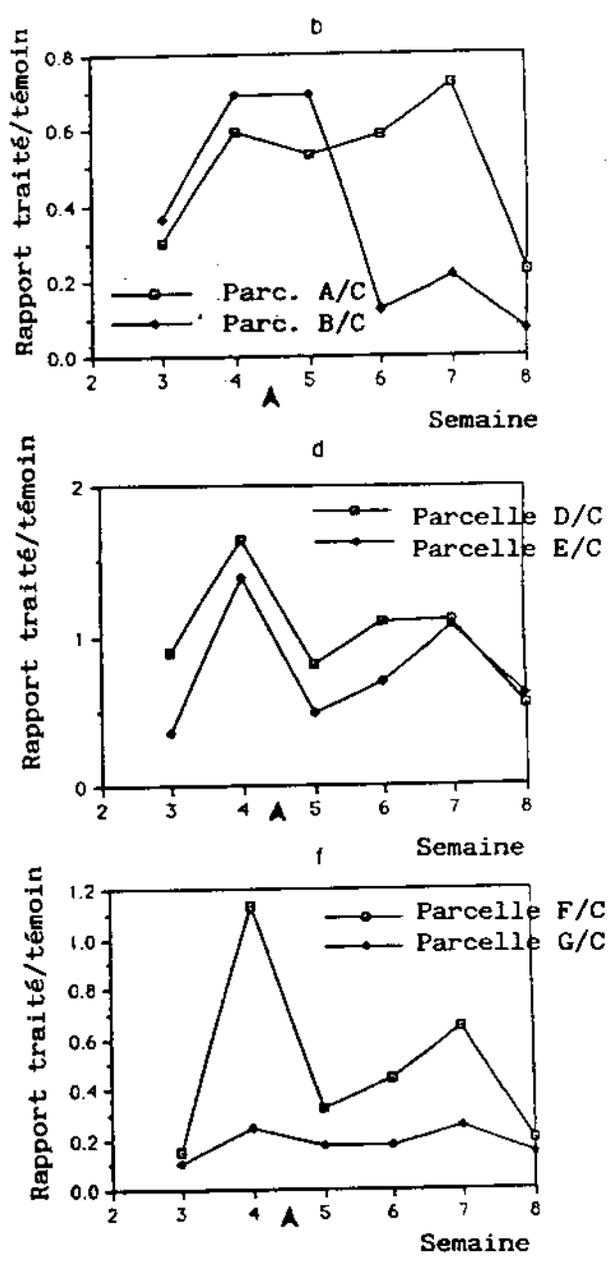


Figure IX.3

Nombre moyen de *Pimella senegalensis* par 5 pièges enterrés par semaine (a,c,e) et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles A,D, E,F,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle B: semaine 3-4,6,7,8: (p = 0,065)
 semaine 4-6,7,8: (p = 0,05)

Figure IX.4

Vieta senegalensis

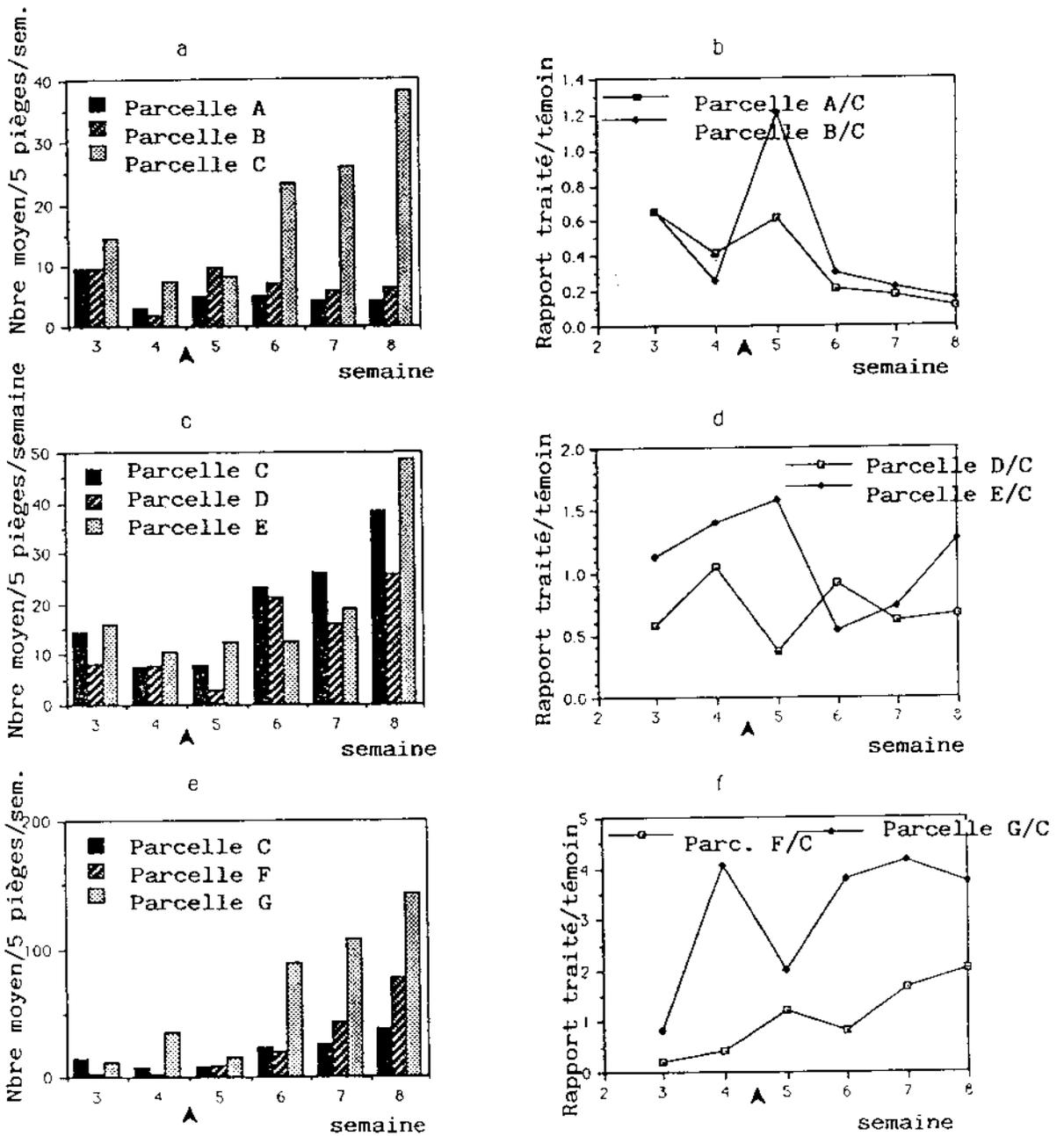


Figure IX.4

Nombre moyen de *Vieta senegalensis* par 5 pièges enterrés par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles D,E,F,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 3,4-6,7,8: (p = 0.01)
 Parcelle B: semaine 3-4,6,7,8: (p = 0.03)

Les Coleoptera (données recueillies dans les pièges enterrés)

Au total, 67.394 Coleoptera ont été capturés sur une période de 8 semaines. On n'a trouvé aucun signe apparent des effets des traitements sur le nombre total de Coleoptera (Annexe IX.2). On a trié deux groupes de Coleoptera au niveau de la famille, du genre, ou de l'espèce : les Carabidae et les Tenebridae.

CARABIDAE

Les Carabidae ont constitué environ 6 % des prises. On les a répertoriés de la 3ème à la 8ème semaine.

Il n'y a pas eu de réduction de leurs nombre dans les deux parcelles traitées au fénitrothion (Fig.IX.2 ab). La parcelle traitée au chlorpyrifos à la dose de 270 g de matières active par hectare a montré une nette réduction, mais seulement à partir de la deuxième semaine après traitement. Il n'est toutefois pas certain que l'insecticide en soit responsable.

Le chloropyrifos à double dose (390g m.a./ha) a réduit de 70 % le nombre de Carabidae pendant la deuxième semaine qui a suivi l'épandage (la réduction légèrement plus faible aussitôt après l'épandage est probablement, comme nous l'avons expliqué tantôt, l'oeuvre du piègeage). Quatre semaines après le traitement, les populations ne s'étaient reconstituées qu'à 60 % de leur niveau moyen d'avant épandage (Fig. IX.2.cd). Dans la parcelle traitée au diflubenzuron à 85 m.a./ha, les prises de Carabidae ont été réduites de 50 % de la 6ème semaine à la 8ème semaine. On n'a observé aucun effet dans la parcelle traitée à dose plus faible.

Les Carabidae appartenant au genre *Chlaenius*, que l'on dit ravageurs de sauteriaux et de Lepidoptera nuisibles au mil, ont été régulièrement capturés. Leur nombre était toutefois trop faible pour justifier une étude plus détaillée.

TENEBRIONIDAE

Environ 9 % des Coleoptera capturés sont des Tenebrionidae. Deux espèces constituaient plus de 95 % des prises dénombrées dans cette famille, à savoir : *Vieta senegalensis* et *Pimelia senegalensis* (identification faite par l'auteur, par comparaison avec la collection de référence de l'Institut Taxonomique de l'Université d'Amsterdam) Les larves de cette dernière espèce proviennent selon Popov (1980) d'oothèques de *Oedaleus senegalensis* et sont considérées comme prédateurs importants d'oeufs.

Pimelia senegalensis

Le fenitrothion à 485 g m.a./ha ne réduit pas le nombre de *Pimelia senegalensis*. Cependant, avec un dosage de 825 g m.a./ha,

Figure IX.5

total hymenoptera
(-formicidae)

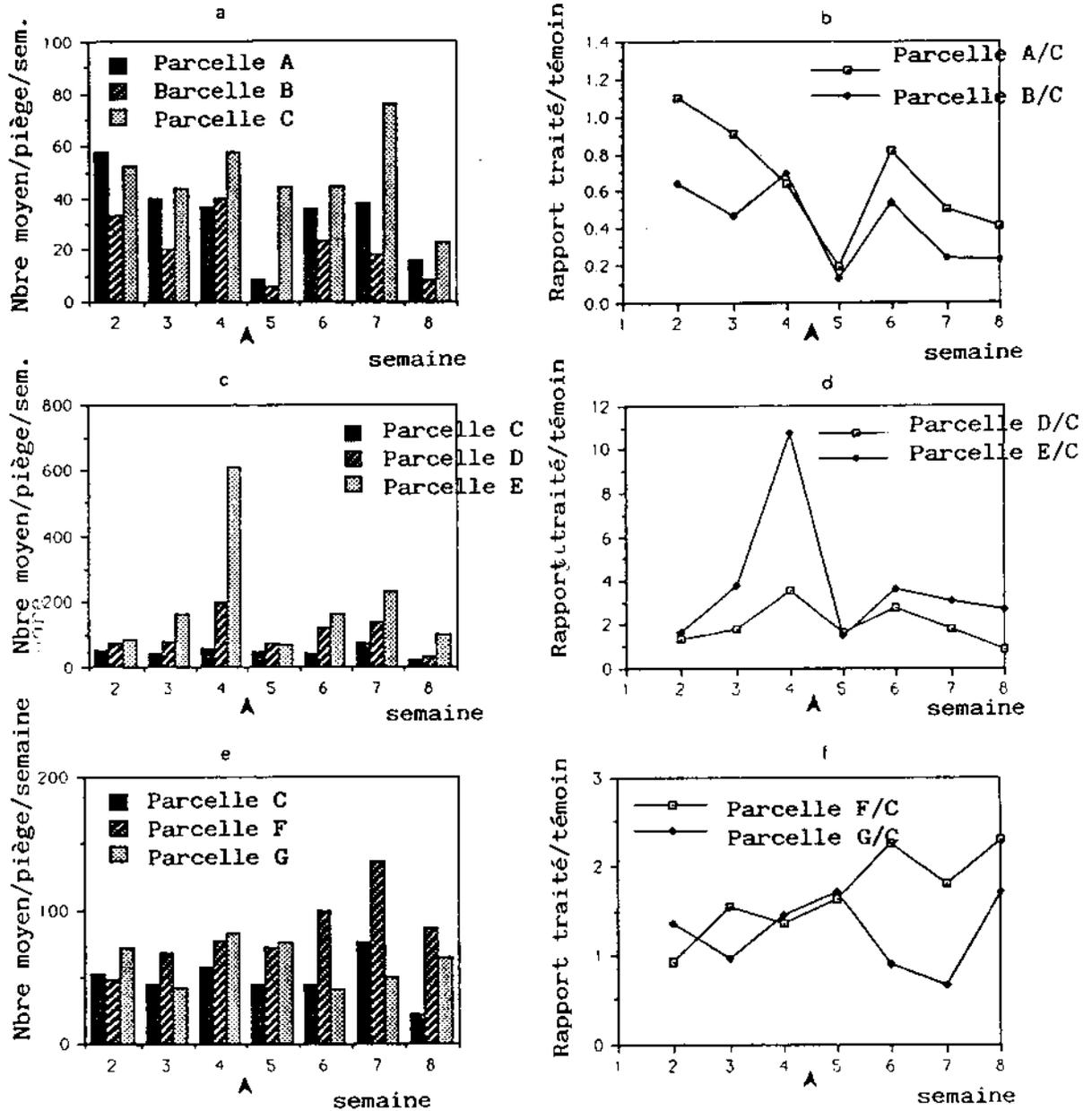


Figure IX.5

Nombre moyen de total Hyménoptère (-formicidae) par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles D,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,047)
 Parcelle B: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,052)
 Parcelle E: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,45)
 Parcelle F: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,048)
 semaine 4-6,7,8: (p = 0,05)

Figure IX.6

Ichneumonidae

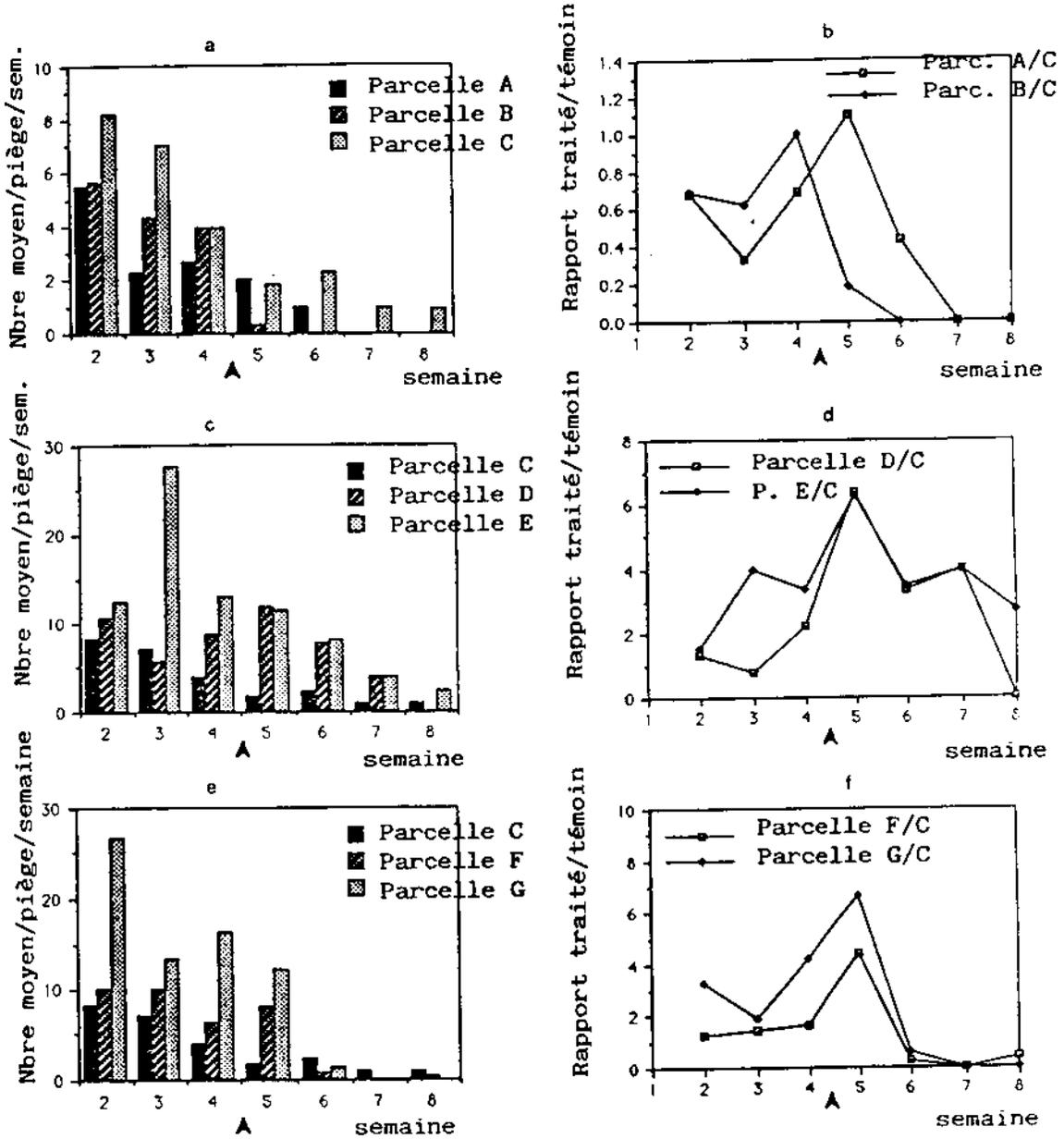


Figure IX.6

Nombre moyen de total Ichneumonidae par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles A,D,E: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle B: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0.014)
 Parcelle F: semaine 2,3,4-6,7,8: (p = 0.001)
 Parcelle G: semaine 2,3,4-6,7,8: (p = 0.003)
 semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0.05)

Figure IX.7

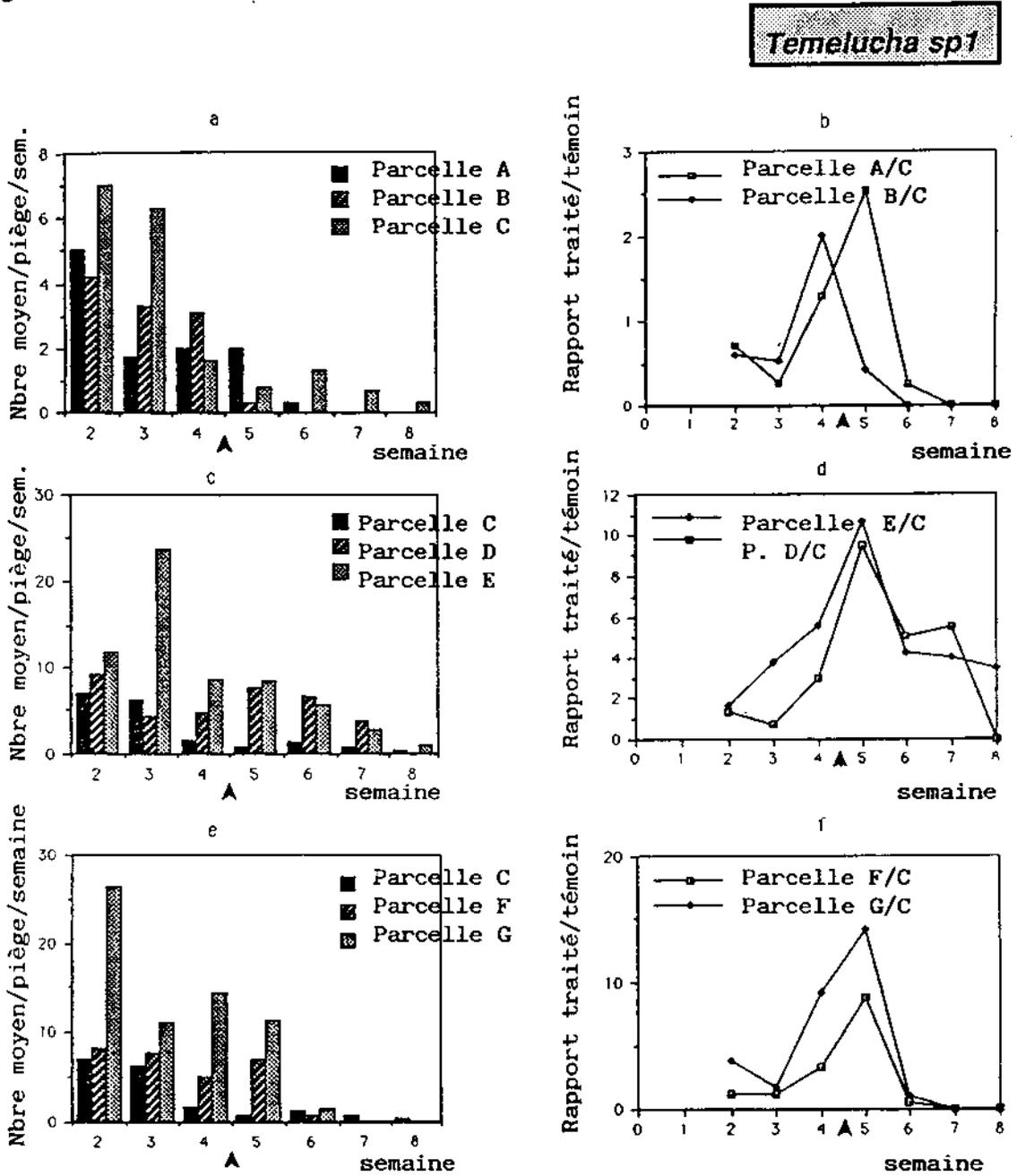


Figure IX.7

Nombre moyen de *Temelucha sp 1* par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles A,B,D,E: pas de changements significatifs (NS)
Parcelle F: semaine 2,3,4-6,7,8: ($p = 0,02$)
Parcelle G: semaine 2,3,4-6,7,8: ($p = 0,01$)

il les réduit de 75 % après une semaine et empêche leur reconstitution pendant les quatre semaines faisant suite à l'épandage (Fig. IX.3 ab). Les effets dans les 2 parcelles traitées au chlorpyriphos sont moins nets tout en n'étant pas significatifs (Fig. IX.3. cd). On n'a constaté aucun effet sur les parcelles traitées au diflubenzuron à 40g m.a./ha et à 85 m.a./ha.

Vieta senegalensis

Les prises de *Vieta senegalensis* ont augmenté aussitôt après l'épandage dans les deux parcelles traitées au fénitrothion, ce qui est probablement causé par un regain d'activité attribuable au pesticide. Deux à quatre semaines après l'épandage, les prises de *Vieta senegalensis* sont restées de 50 à 60 % inférieures à la moyenne d'avant traitement. On n'a constaté aucune reconstitution des populations pendant cette période. (Fig. IX.4 ab). Le chlorpyriphos dosé à 270 grammes de matière active par hectare a, semble-t-il, provoqué pendant une semaine une réduction de la population chez *Vieta senegalensis*, mais elles se sont rapidement reconstituées pour atteindre leur niveau d'avant-épandage. Le chlorpyriphos à double dose a cependant causé une réduction de 60 % au bout de la sixième semaine. Il semble qu'après huit semaines, les populations se soient entièrement reconstituées jusqu'à atteindre le niveau qui était le leur avant l'épandage (Fig. IX.4. cd). Les changements au niveau des populations n'ont pas été significatifs dans les deux parcelles traitées au diflubenzuron.

Hymenoptera (données recueillies dans les pièges Malaise)

Cette section ne traite que de l'Hymenoptera ailé. Bien qu'un nombre considérable de Formicidae (fourmis) ait parfois été capturé dans les pièges Malaise, on n'a pas poussé plus loin leur étude. C'est parce que les fourmis apparaissaient très irrégulièrement dans ce genre de pièges.

On a dénombré au total 13.809 Hymenopterae (exclusion faite des Formicidae) que l'on a répertoriés en fonction de leur niveau taxonomique. Ces données couvrent une période s'étendant de la 2ème à la 8ème semaine d'échantillonnage.

Les deux parcelles traitées au fénitrothion font clairement apparaître une réduction des prises d'Hymenoptera aussitôt après l'épandage, puis un semblant de reconstitution pendant la 2ème semaine, enfin une nouvelle baisse des prises. Le nombre total d'Hymenopterae au cours des quatre semaines après épandage est nettement inférieur à celui des trois semaines pré-épandage et ce pour les deux traitements : 30 % sur la parcelle A et 50 % sur la parcelle B (Fig. IX.5. ab). Le chlorpyriphos à 270 g m.a./ha n'occasionne pas de réduction significative quelle que soit la période. Mais dosé à 390 g m.a./ha, il réduit fortement (50 %)

le nombre d'Hymenopterae capturés (Fig. IX. 5. cd). La parcelle F, traitée au diflubenzuron à 85 g m.a./ha, a vu son nombre augmenter par rapport à son niveau d'avant-épandage, mais il est difficile de prouver que ce changement est dû à l'application de pesticides car avant l'épandage on avait déjà remarqué une tendance à la hausse. Le diflubenzuron à 40 g m.a./ha n'a pas apporté de changements significatifs (Fig. IX.5. ef).

ICHNEUMONIDAE

Les Ichneumonidae sont des guêpes qui parasitent les larves et les nymphes d'insectes holométaboles (ex: les Lepidoptera) et de certaines araignées. On les considère comme un groupe important d'insectes utiles. En général les Ichneumonidae préfèrent les habitats à fort taux d'humidité et, dans les zones plus sèches, on les retrouve pendant la saison humide ou dans les micro-habitats humides comme on en rencontre le long des cours d'eau (Britton et al., 1970). Plusieurs espèces d'Ichneumonidae sont connues pour être des parasites d'insectes nuisibles aux céréales en zone sahélienne (Voir Tableau IX.2).

On a répertorié au total 1034 Ichneumonidae au cours de la période s'étendant de la 2ème semaine à la 8ème. Ce nombre constitue 7,5 % de l'ensemble des Hymenoptera (volants) capturés. 80 pour cent des Ichneumonidae appartenaient au genre *Temelucha* sp. (sous-famille des Cremastinae). Les 20 % restant étaient constitués principalement par les espèces suivantes : *Pristomerus* sp. (sous-famille des Cremastinae), *Enicospilus* sp. (sous-famille des Ophioninae) et *Hyposoter*- ou *Diadegma* sp. (sous-famille des Porizontinae) [identification par R. Zwart, Université Agronomique de Wageningen]).

Le nombre total d'Ichneumonidae accusent une baisse de 70 % immédiatement après l'épandage dans la parcelle B, traitée au fénitrothion à 825 g m.a./ha, et ils ont complètement disparu pendant la deuxième semaine post-épandage. Dans la parcelle A, traitée au fénitrothion à 485 g m.a./ha, on observe la même tendance avec toutefois un décalage d'une semaine (Fig. IX.6 ab). Du fait de la grande variation d'avant-épandage, cela n'est pas significatif. Il faut noter que la population d'Ichneumonidae de la parcelle témoin a décliné de manière régulière pendant la période d'échantillonnage. La réduction des populations dans la parcelle B est relativement forte et coïncide assez avec l'épandage pour que l'on soit fondé de dire qu'elle a été causée par le pesticide. Tant dans la parcelle D que dans la parcelle E, toutes deux traitées au chlorpyrifos, on n'a pas constaté d'effets nets du produit dans la semaine qui a suivi le traitement. La réduction subséquente dans ces deux parcelles peut en principe avoir été causé par un autre facteur inconnu (Fig. IX.6 cd). Dans les deux parcelles traitées au diflubenzuron, aucun effet immédiat du produit n'a été observé comme on serait en droit d'attendre d'un régulateur de croissance à effet lent. Cependant, il y a eu une forte réduction de l'ordre de 90 % pendant la sixième semaine pour les deux traitements. Cette

réduction est contraire à la tendance générale observée avant le traitement et peut très bien avoir été causée par le pesticide en ce sens que le pesticide a peut-être détruit les Lepidoptera, hôtes des guêpes. On n'a plus observé de reconstitution pendant la période d'échantillonnage (Fig. IX.6 ef).

Temelucha sp1.

Bien que cette espèce soit classée "espèce 1", on ne peut pas dire avec certitude s'il s'agit d'une seule espèce ou d'un ensemble d'espèces étroitement liées entre-elles. On sait que les autres espèces de ce genre présentent des couleurs très variées. On pense que la plupart de ces espèces parasitent les larves de Lepidoptera et de Coleoptera, surtout celles qui infestent les tiges et les cosses des semences ou les replis des feuilles. Les espèces *Temelucha* sont souvent trouvés dans des insectes nuisibles ayant une grande importance au plan économique. Leur identification pose souvent problème, car pour bien des régions, il n'existe pas de clefs (Gauld, 1980, Mitchell et al., 1984 ; Kusigemati 1985). Au sein du genre *Temelucha* quelque onze espèces sont décrites pour l'Afrique Sub-saharienne. En général ce sont des espèces qui évoluent dans les habitats secs. Leurs hôtes africains se retrouvent parmi les Noctuidae et les Pyralidae (Lepidoptera) (R. Zwart, comm. pers.). Quoiqu'abondantes dans la zone couverte par l'étude, les espèces de *Temelucha* ne sont pas mentionnées dans les études faites par le CILSS dans le cadre du projet de lutte intégrée contre les insectes nuisibles en Afrique de l'Ouest (Bhatnagar, 1987).

La capture des espèces *Temelucha* suit un schéma très semblable à celui des Ichneumonidae. C'est tout à fait logique quand on sait que ces espèces constituent la majorité des Ichneumonidae capturés. Le chlorpyrifos ne réduit pas le nombre ; en revanche, le fénitrothion dosé à 825 g m.a./ha les réduit fortement. A la dose de 485 g m.a./ha, la réduction intervient avec un décalage d'une semaine. Dans les deux cas, toutefois, la réduction n'est pas significative. Dans les deux parcelles traitées au diflubenzuron, on constate une réduction significative nette à partir de la 6ème semaine (Fig. IX.7). Ces espèces sont peu nombreux dans la parcelle témoin dans la période après le traitement.

BRACONIDAE

Les Braconidae appartiennent à la même superfamille des guêpes parasites que les Ichneumonidae. Ils parasitent un large éventail d'hôtes, notamment les Lepidoptera, les Hymenoptera, les Coleoptera, les Homoptera et les Diptera. Plusieurs espèces de Braconidae sont des parasites importants des ravageurs de céréales dans le Sahel (Tableau IX.2) et d'autres sont utilisées dans les programmes de lutte biologique en Afrique. On les retrouve le plus souvent dans les habitats plus secs que ceux où évoluent les Ichneumonidae (Zwart, comm. pers.).

Figure IX.8

Braconidae

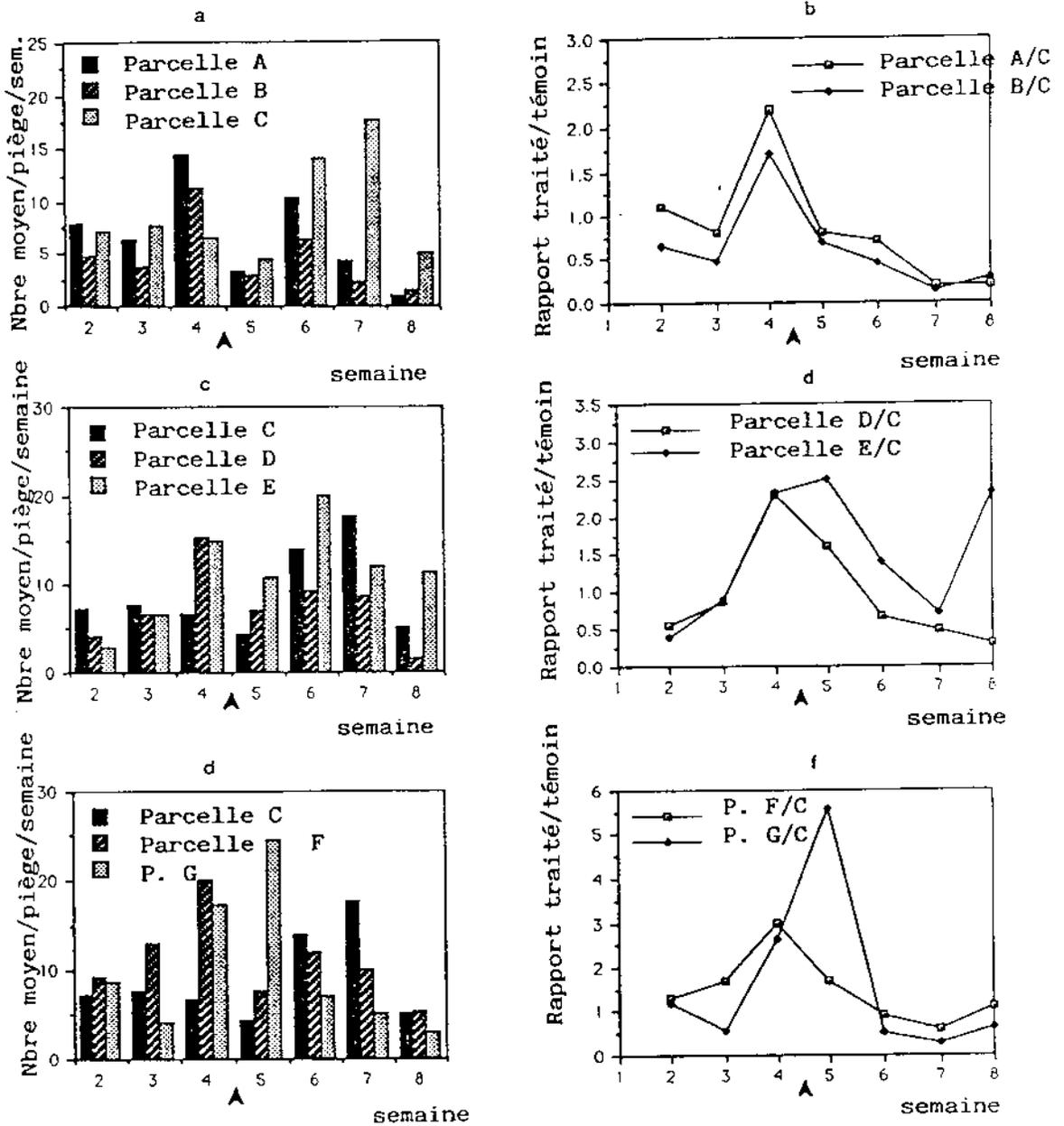


Figure IX.8

Nombre moyen de total Braconidae par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles E,C: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0.021)
 Parcelle B: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0.04)
 Parcelle D: semaine 2,3,4-6,7,8: (p = 0.028)
 Parcelle F: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0.015)

Figure IX.9

Macrocentrus sulphureus

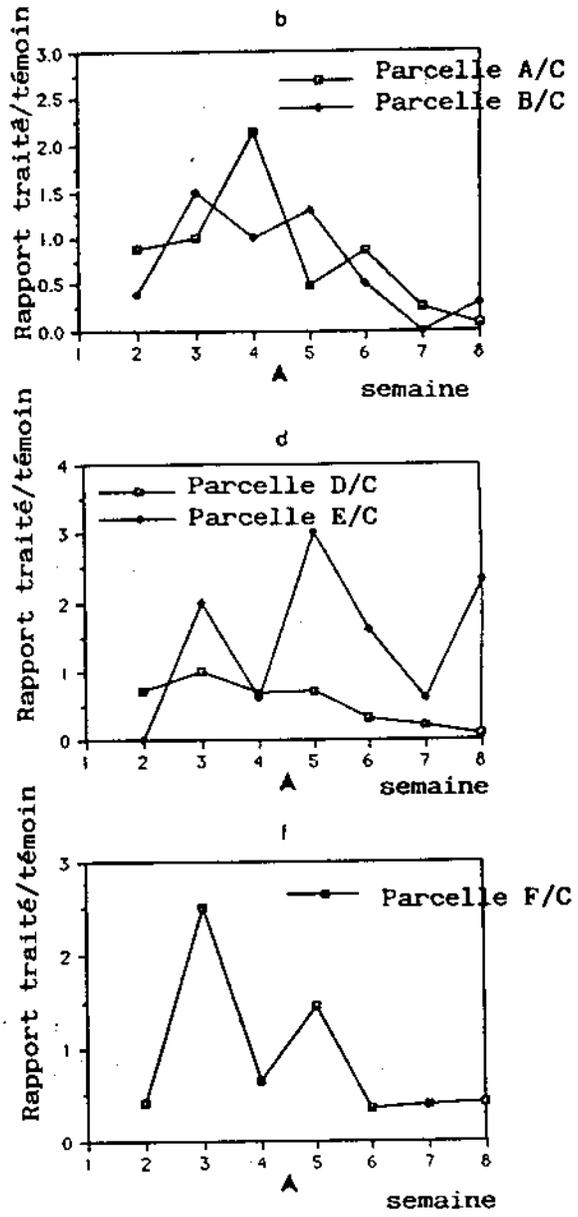
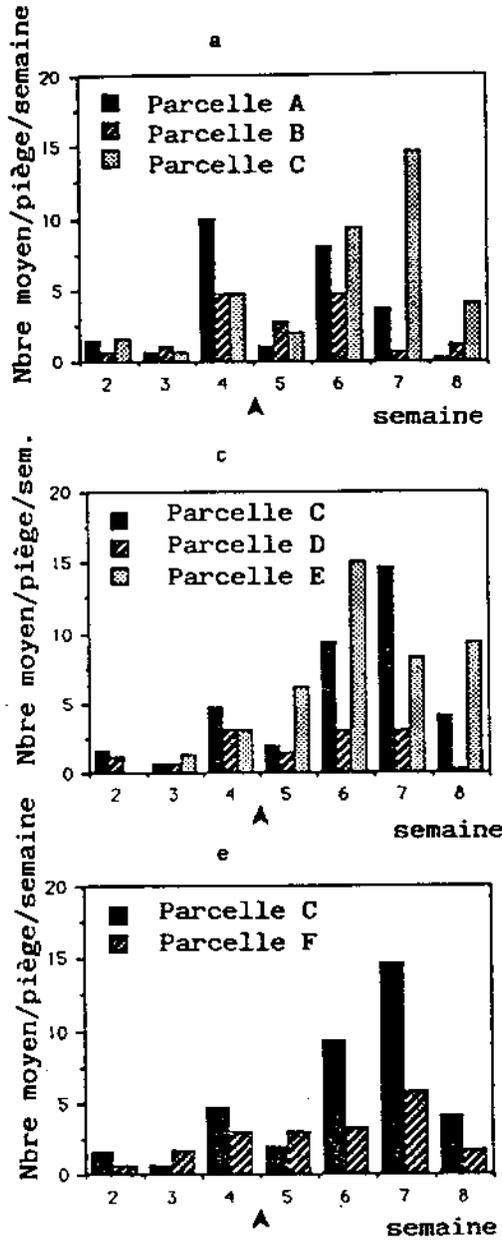


Figure IX.9

Nombre moyen de *Macrocentrus sulphureus* par piège Malaïse par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelles B,E: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,012)
 Parcelle D: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,023)
 Parcelle F: semaine 2,3,4-6,7,8: (p = 0,008)
 Parcelle G: non-évaluée dû au faible nombre.

Figure IX.10

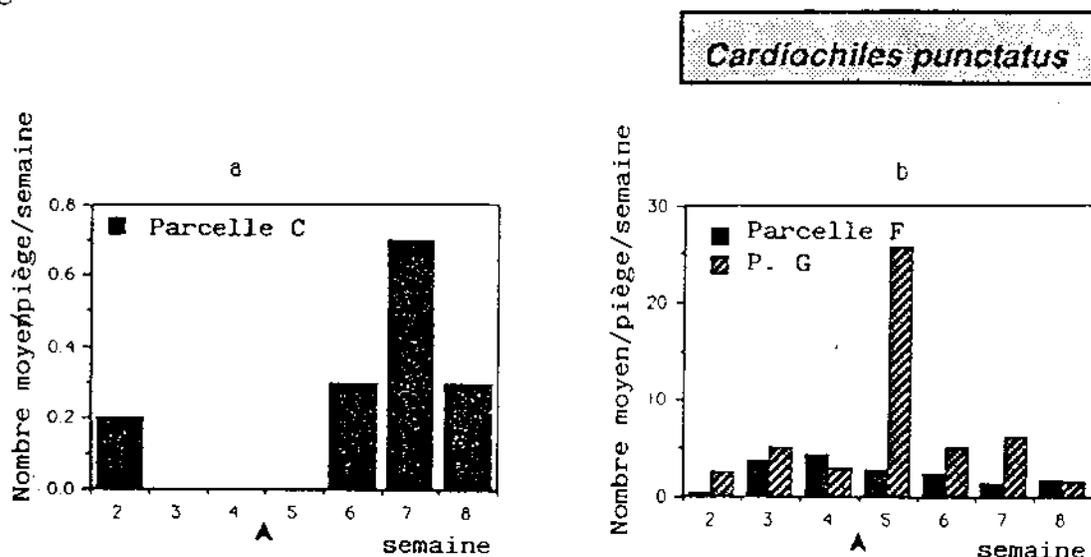


Figure IX.10

Nombre moyen de *Cardiochiles punctatus* par piège Malaïse par semaine pour la parcelle témoin (a) et les parcelles traitées au diflubenzuron (b); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

Les Braconidae constituent environ 10 % du nombre total d'Hymenoptera volants capturés. De la 2ème à la 8ème semaine, on a capturé et trié 1456 individus de Braconidae. Le nombre total d'espèces de Braconidae capturés dans la zone d'étude a été supérieur à celui des espèces d'Ichneumonidae. Il faut toutefois préciser que beaucoup de ces espèces avaient des nombres assez limités. L'espèce la plus abondante a été *Macrocentrus sulphureus Szépligeti* (sous-famille des Macrocentrinae) (37 % du nombre total des Braconidae), suivie de *Aleiodes sp1* (groupe dispar) (sous-famille de Rogadinae) (17 %) et de *Cardiochiles punctatus szépligeti* (sous-famille des Cardiochilinae) (14 %) (identification faite par C. van Achtenberg, Musée de l'histoire naturelle, Leiden ; voir aussi van Achtenberg, 1976). Le nombre de Braconidae capturés sur la parcelle témoin est resté assez stable pendant toute la durée de l'échantillonnage. Il a toutefois augmenté pendant les 6ème et 7ème semaines. Cette augmentation est en partie due à l'accroissement de la population de *Macrocentrus sulphureus*, le plus important des Braconidae, pendant la même période. Sur toutes les parcelles devant être traitées, on a constaté une augmentation plus rapide du nombre que sur la parcelle témoin, ce avant application du traitement.

Dans les deux parcelles traitées au fénitrothion, les prises ont diminué d'environ 60 % dans la semaine qui a suivi le traitement, comparativement à ce qu'elles étaient dans la semaine qui avait précédé le traitement. Ces prises ont continué de décliner par la suite et il n'y a pas eu de récupération des

populations dans les quatre semaines posttraitement (réduction significative pendant toute la période) (Fig. IX.8 ab). Il n'y a pas eu de réduction significative immédiatement après l'épandage de chlorpyrifos. Par contre, les 6ème, 7ème et 8ème semaines prises ensemble ont vu, sur la parcelle D (réduction de 60 %), une réduction significative du nombre par rapport à leur niveau d'avant-épandage. Les prises post-épandage sur la parcelle E ne se sont jamais réduites significativement comparés aux prises avant-épandage (Fig. IX.8 cd). On a constaté une légère réduction du nombre de Braconidae sur la parcelle F, après épandage de diflubenzuron à 85 g m.a./ha. Le nombre moyen après épandage a baissé de façon significative par rapport à la moyenne d'avant-épandage (50 %). Sur la parcelle G, traitée au diflubenzuron à 40 g m.a./ha, la densité moyenne des 6ème, 7ème et 8ème semaines est significativement plus faible (70 %) que les prises avant traitement (Fig. IX.8 ef).

Macrocentrus sulphureus

C'est le Braconidae le plus fréquemment capturé dans les pièges Malaise installés dans la zone d'étude. Il a été capturé régulièrement sur toutes les parcelles sauf la parcelle G. A cet égard, on ne peut expliquer clairement pourquoi il est pratiquement absent de cette parcelle.

Il faut noter toutefois que la parcelle en question avait une végétation un peu plus dense que les autres, la plupart des Macrocentrinae parasitent les Lepidoptera (Britton et al., 1970). Dans le passé, plusieurs espèces de *Macrocentrus* avaient été introduites dans les programmes de lutte biologique, notamment *Macrocentrus ancylivorus* (Rohwer) dans le programme de lutte contre la tordeuse orientale des fruits (*Grapholita molesta* Busk) au Canada (Pree, 1979), et *Macrocentrus Grandii* (Goidanich) dans la lutte contre la pyrale de maïs (*Ostrinia nubilalis* Hubner) aux Etats-Unis d'Amérique (Winnie et Chiang, 1982). A noter que Bhatnagar (1987) ne mentionne pas *M. sulphureus* lorsqu'il traite des principaux parasites des principaux ravageurs au Sénégal. Une clef de classification des espèces de la sous-famille de Macrocentrinae est en cours d'élaboration (van Achtenberg, comm. pers.).

Les prises de *M. sulphureus* ont augmenté de façon constante sur la parcelle témoin et ce jusqu'à la 7ème semaine, puis elles ont connu une très forte baisse. Dans les deux parcelles traitées au fénitrothion, il y a eu une nette diminution des espèces après l'application du traitement. La réduction moyenne post-épandage a été de 70 % pour la parcelle A (significatif) et de 50 % pour la parcelle B (non significatif) (Voir Fig. IX.9 ab). Une dose unique de chlorpyrifos (270 g m.a./ha) se traduit par une diminution progressive après épandage tandis qu'une dose plus forte (390 m.a./ha) provoque des fluctuations qui ne semblent pas liées au traitement (Fig. IX.9 cd). Dans la parcelle F, traitée au diflubenzuron à 85 g m.a./ha, les prises ont diminué de façon significative (70 %) à partir de la 6ème semaine. Etant donné les fluctuations élevées qui ont été constatées avant le traitement, on ne peut attribuer d'une manière concluante ce

phénomène à l'action du produit chimique (Fig. IX.9 ef). Le nombre de *M. sulphurus* capturés sur la parcelle G était trop faible pour permettre une analyse.

Cardiochiles punctatus

Le genre *Cardiochiles* est très répandu dans toutes les régions zoogéographiques. On en a décrit 12 espèces pour le Sahel et une clef de classification a été élaboré récemment (Huddleston et Walker, 1988). Pour autant que l'on sache, toutes les espèces de *Cardiochiles* parasitent les larves des Lepidoptera, surtout les Pyralidae et les Noctuidae. Deux espèces du Sahel sont considérées comme de grands ennemis naturels des principaux ravageurs de céréales. Ce sont : *Cardiochiles sahelensis*, parasite de *Heliocheilus albipunctella* (la chenille des épis de mil) et *Cardiochiles variegatus*, parasite de *Helicoverpa armigera* (Tableau IX.2). La biologie des espèces africaines n'est pas bien connue.

Au cours de la présente étude, aucune de ces deux espèces n'a été capturée. De ce genre, l'espèce la plus fréquemment rencontrée a été *Cardiochiles punctatus* Szépligeti (identification par C van Achtenberg, Musée d'Histoire Naturelle, Leiden). On ne connaît pas d'hôtes pour cette espèce, quoiqu'elle ait été capturée de manière très régulière dans les champs de mil et de maïs d'Afrique de l'Ouest (Huddleston et Walker, 1988). Le nombre de *C. punctatus* capturés dans les parcelles était trop faible pour permettre une analyse, sauf dans les parcelles F et G. Cela est peut-être lié au fait que la végétation est un peu plus dense dans ces parcelles. La morphologie de cette espèce donne à penser qu'elle évolue davantage dans les zones de végétation abondante qu'en pleine savane (van Achtenberg, comm. pers.). Il ne semble pas y avoir eu d'effets marqués sur les densités de populations dans les parcelles traitées au diflubenzuron (Fig. IX.10). A noter, toutefois, que ces résultats ne sont pas concluants car les espèces présents dans la parcelle témoin étaient très réduits.

Aleiodes sp.

Le genre *Aleiodes* (autrefois appelé *Heterogamus*) appartient à la sous-famille des Roganidae, endoparasites des larves de Lepidoptera. Bathnagar (1987) mentionne une espèce de *Aleiodes* ou *Rogas* qui étaient trouvés sur *Helicoverpa armigera* au Sénégal.

L'espèce *Aleiodes* sp1 a été capturée régulièrement dans tous les pièges sauf dans ceux des parcelles A et B, où elle ne l'a été que très peu. A partir de la 7ème semaine, cette espèce avait totalement disparu de toutes les parcelles, y compris de la parcelle témoin. Dans les deux parcelles traitées au chlorpyrifos, les prises ont été réduites de 50 à 70 % aussitôt après l'épandage. Cependant, sur l'ensemble de la période post-épandage, le nombre n'a pas diminué de façon significative si on

Figure IX.11

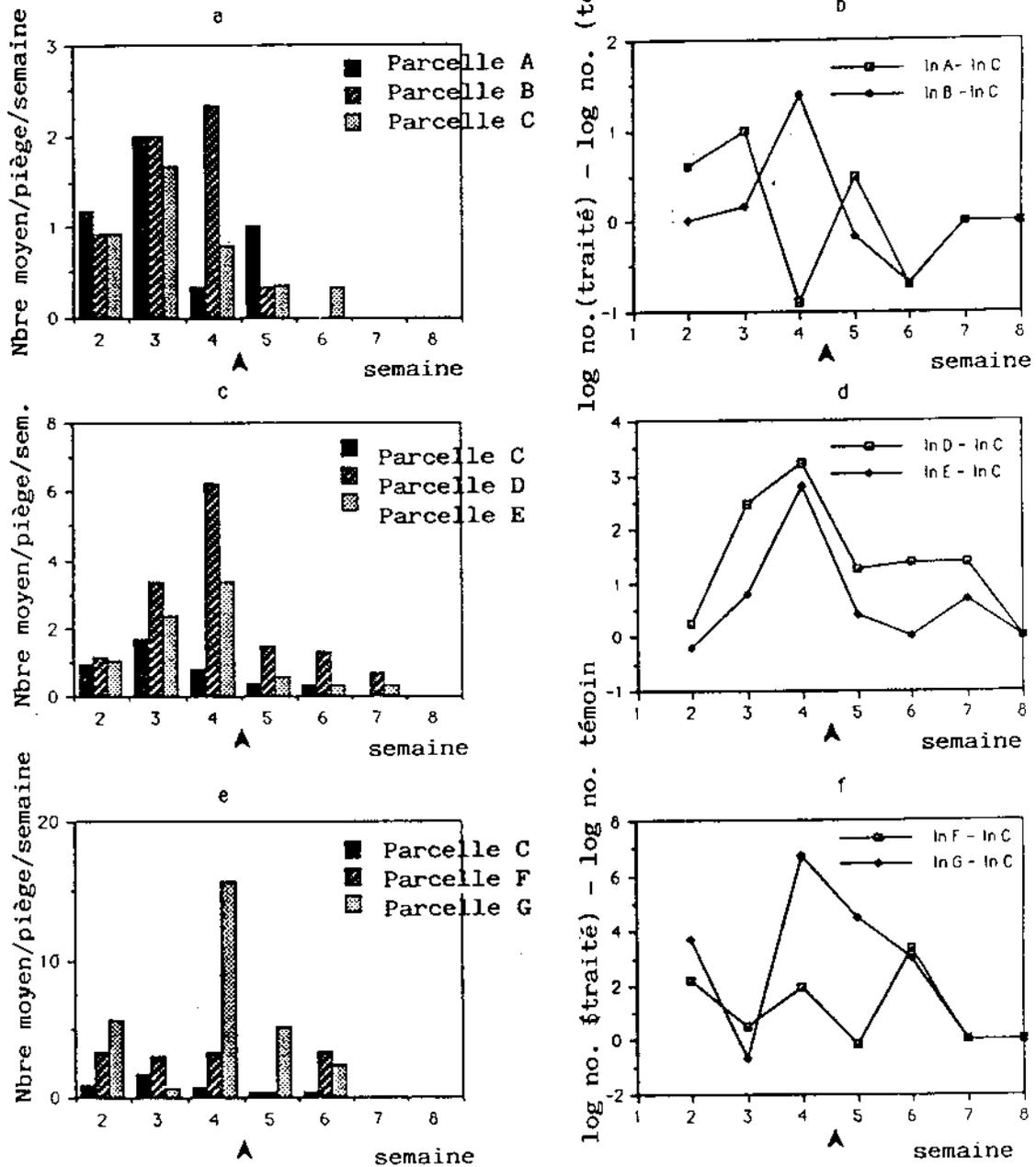


Figure IX.11

Nombre moyen d'*Aleiodes sp 1* par piège Malaise par semaine (a,c,e), et les différences entre le logarithme transformé pour la parcelle traitée et la parcelle témoin (plutôt que les rapports entre les chiffres non-transformés, dû aux zéros qui figurent dans les résultats des parcelles témoins.

: la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

Figure IX.12

Sphecidae: larrinae

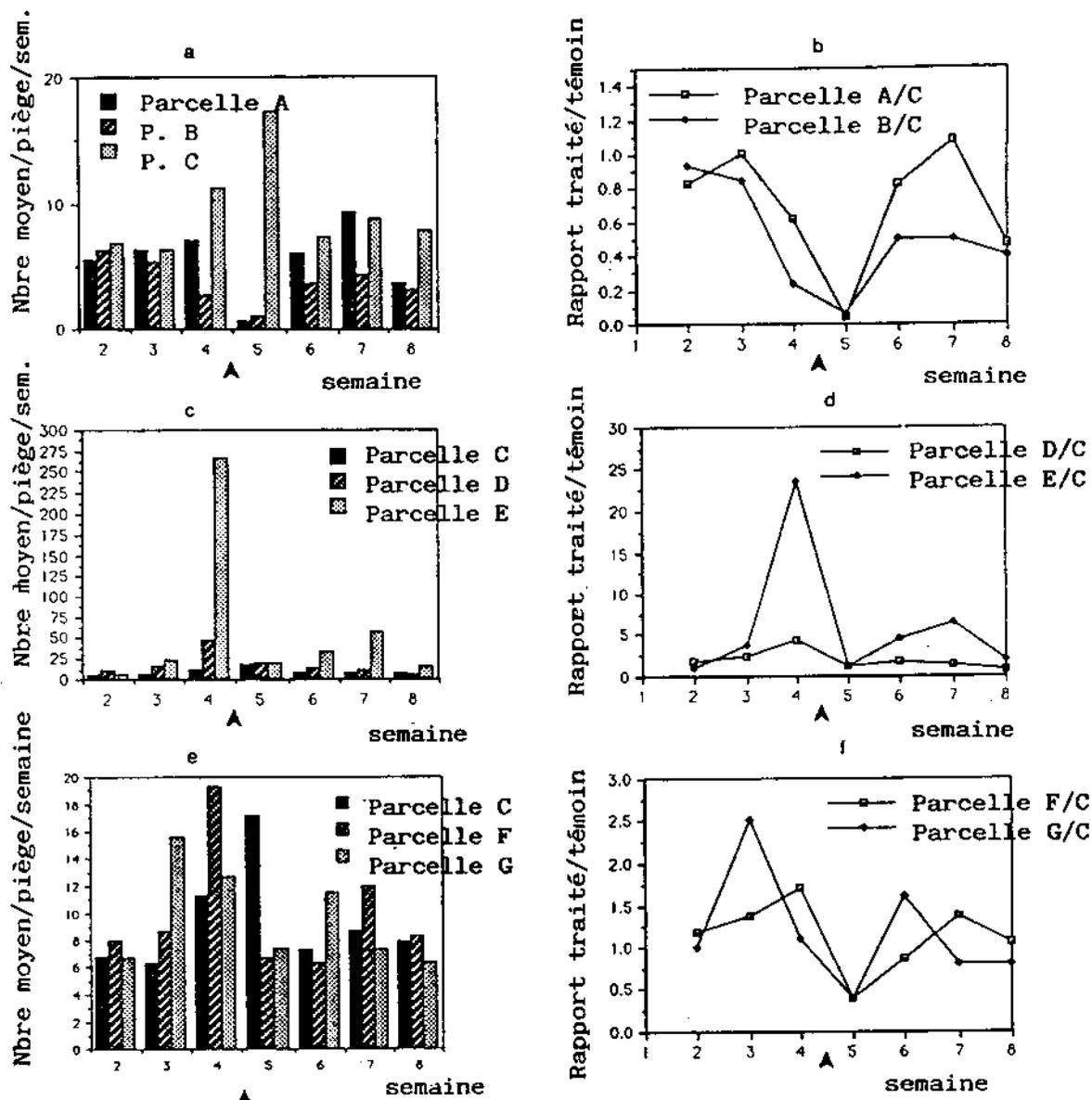


Figure IX.12

Nombre moyen de Larrinae par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 2,3,4-5: (p = 0,005)
 Parcelle B: semaine 2,3,4-5: (p = 0,07)
 Parcelle D: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,06)
 Parcelle E: semaine 4-5,6,7,8: (p = 0,05)
 Parcelle F: semaine 2,3,4-5,6: (p = 0,015)

Figure IX.13

Tachytes spp.

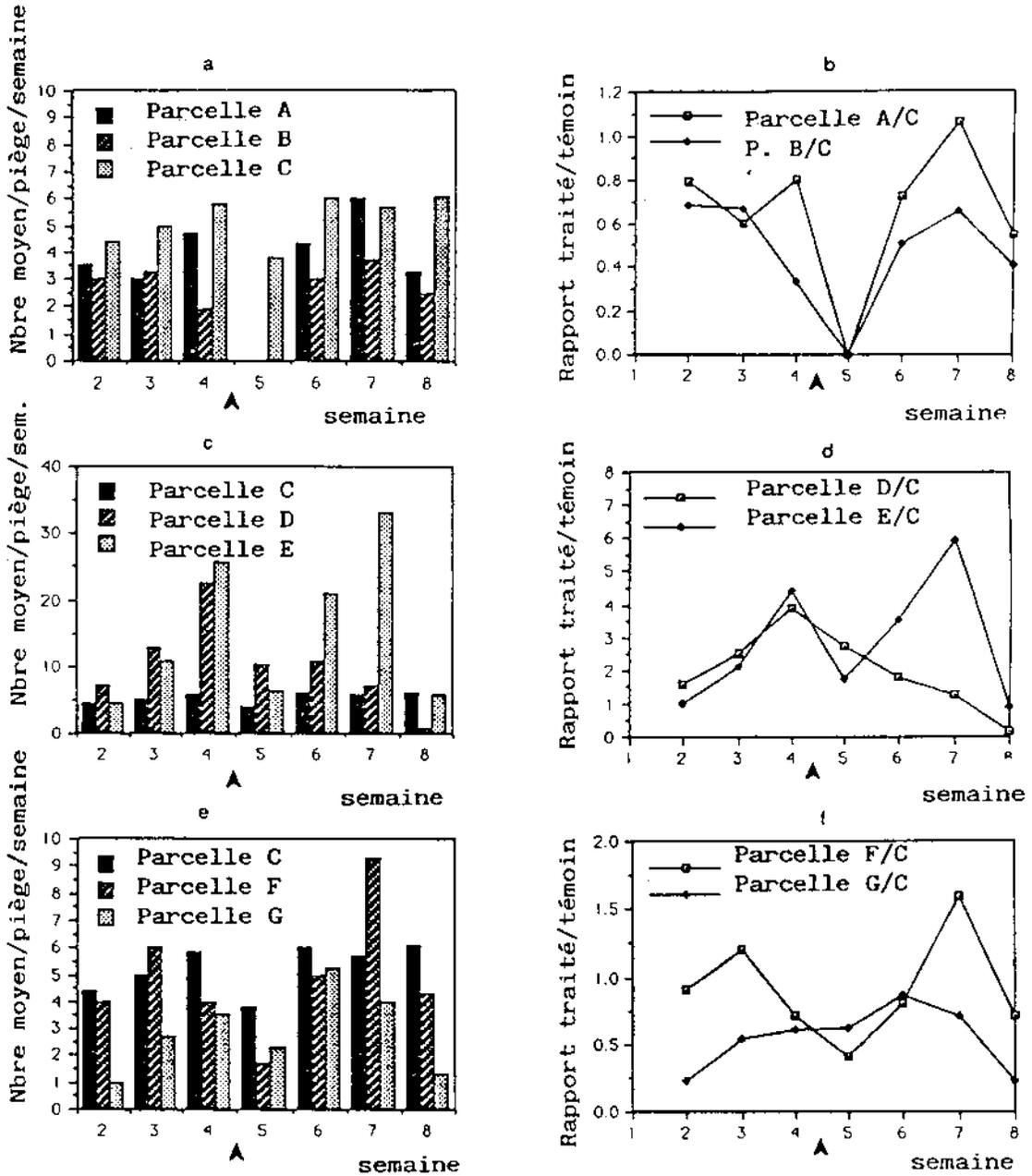


Figure IX.13

Nombre moyen de Tachytes spp. par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:
 Parcelle A,B,E,F,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle D: semaine 2,3,4-7,8: (p = 0.04)

Figure IX.14

Tiphia sp.

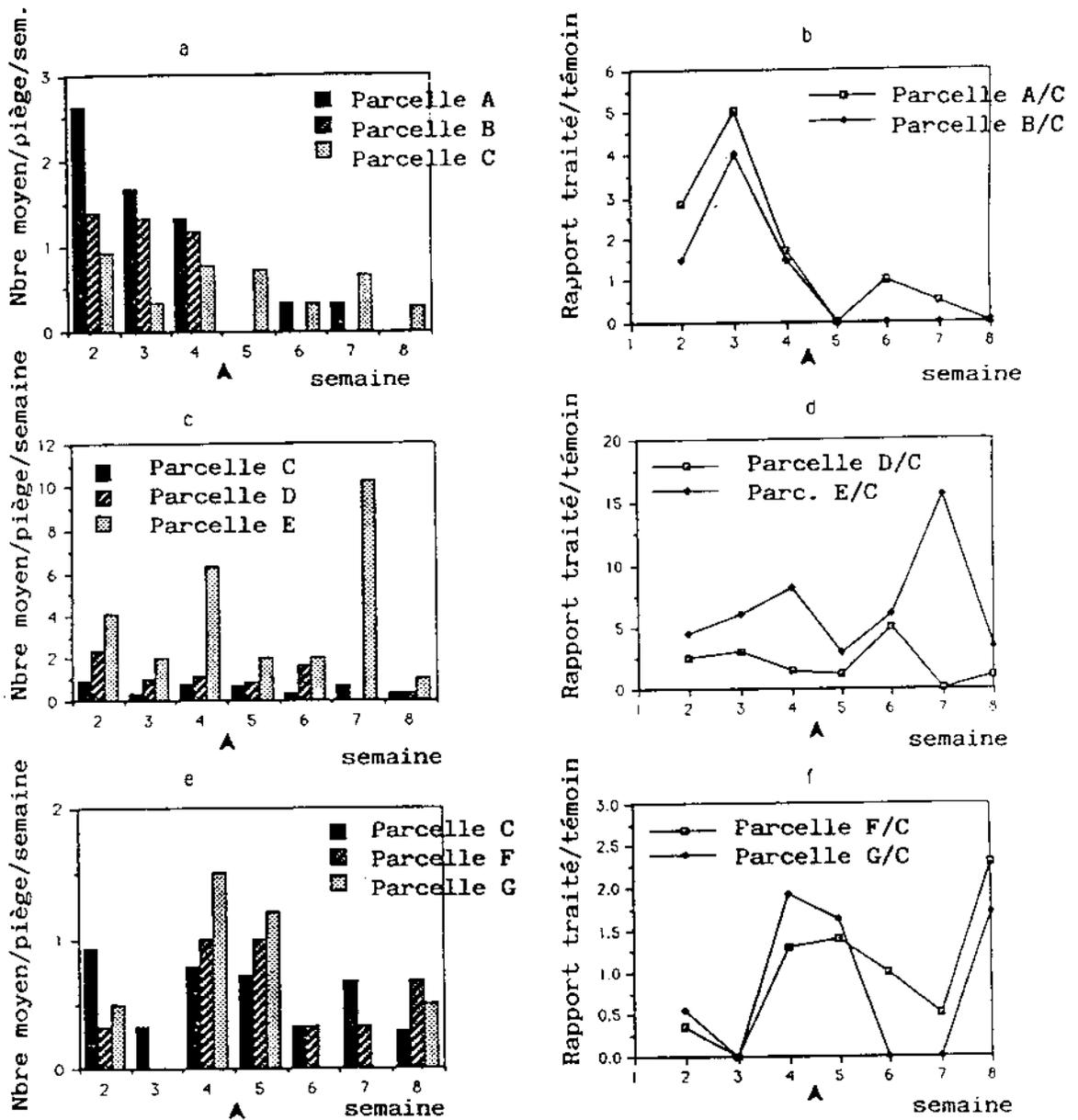


Figure IX.14

Nombre moyen de *Tiphia* sp. par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle D,E,F,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 2,3,4-5,6,7,8: ($p = 0,022$)
 Parcelle B: semaine 2,3,4-5,6,7,8: ($p = 0,0003$)

Figure IX.15

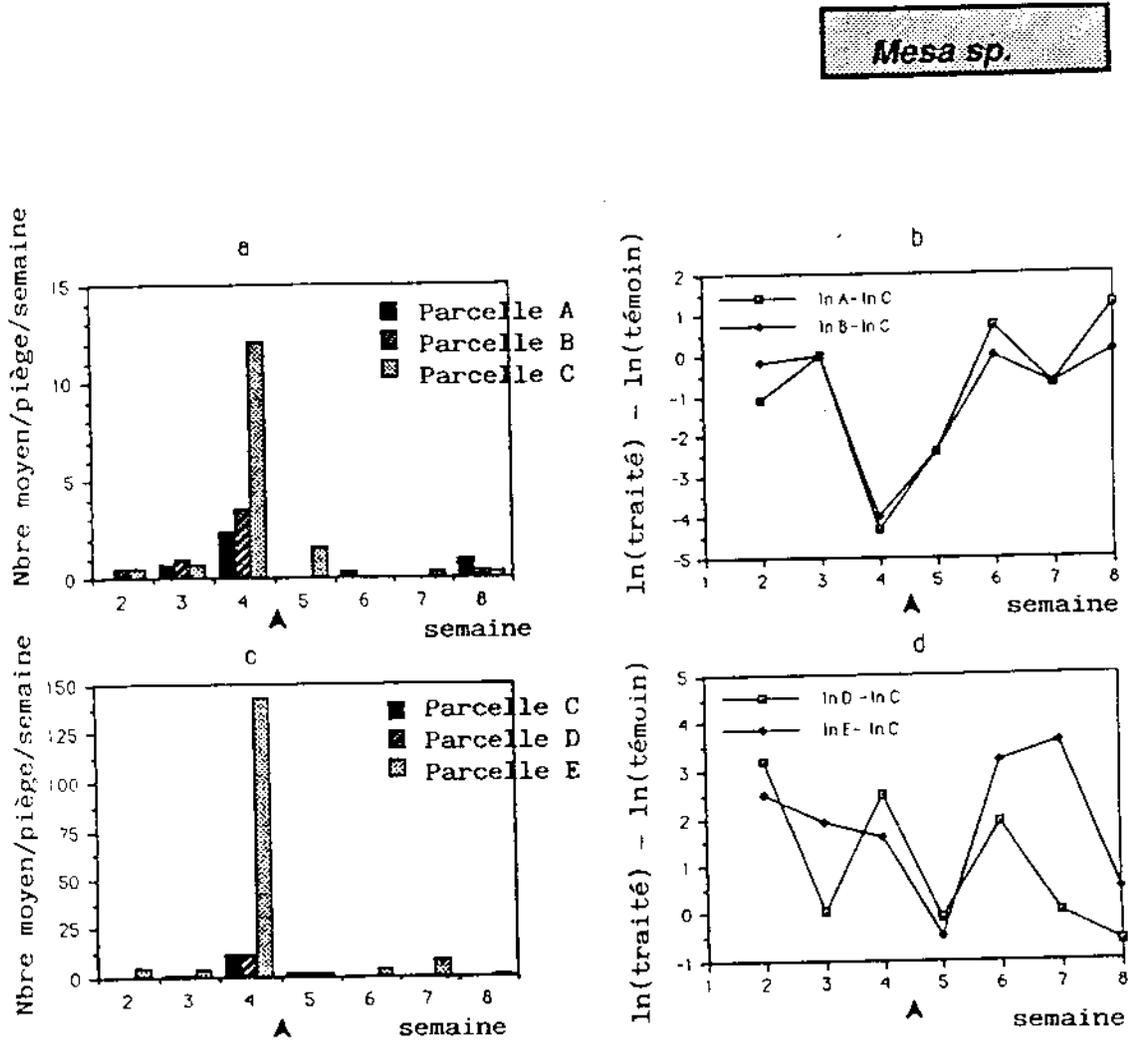


Figure IX.15

Nombre moyen de *Mesa sp.* par piège Malaise par semaine (a,c), et les différences entre le logarithme transformé de la parcelle traitée et les captures de la parcelle témoin (b,d): la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle A,B,D,F,G: pas de changements significatifs (NS)

Parcelle E: semaine 2,3,4-5: (p = 0,02)

Parcelle B: semaine 2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,0003)

les compare à ce qu'ils étaient avant l'épandage. On n'a observé aucun effet lié au traitement dans les deux parcelles traitées au diflubenzuron (Fig. IX.11).

SPHECIDAE : LARRINAE

Plusieurs groupes de Sphecidae sont des prédateurs d'Orthoptera. Plusieurs tribus de la sous-famille des Larrinae s'attaquent spécifiquement à ce type de proie. Des guêpes appartenant à cette sous-famille ont été capturées de manière régulière dans les pièges Malaise. Elle constituent d'ailleurs 20 % environ de l'ensemble des Hymenoptera capturés.

Le nombre total de Larrinae a diminué de 95 % (significatif) dans la parcelle A, (traitée au fénitrothion à 485 g m.a./ha) dans la semaine qui a suivi l'épandage. Cependant, deux semaines après le traitement, les nombres totaux d'individus capturés sont revenus aux mêmes niveaux existants avant le traitement. La parcelle B, traitée au fénitrothion à 825 g m.a./ha présentent une diminution à peu près similaire aussitôt après le traitement, mais sans être significative ($p = 0,07$) car les prises avaient déjà connu une forte diminution dans la semaine ayant précédé le traitement (Fig. IX.12 ab). Les Larrinae ont vu leur population diminuer de 50 % dans la parcelle traitée au chlorpyrifos, dosé à 270 g m.a./ha. Les prises post-épandage ont diminué de façon significative par rapport à la semaine ayant précédé le traitement mais non par rapport à l'ensemble de la période pré-épandage ($p = 0,06$). Avec une dose de 390 g m.a./ha, les prises au sein de ce groupe ont diminué de façon significative par rapport à la semaine ayant précédé l'épandage mais non par rapport à l'ensemble de la période pré-épandage. Cela s'explique par la nette augmentation des prises pendant la 4ème semaine, que l'on doit principalement à l'apparition soudaine d'une espèce en particulier (Fig. IX.12 cd). Le diflubenzuron dosé à 40 g m.a./ha n'a pas occasionné des changements significatifs. En revanche, lorsque dosé à 85 g m.a./ha, il a réduit le nombre de Larrinae de 55 % pendant deux semaines, après quoi les prises sont revenues à leur niveau d'avant-épandage (Fig. IX.12 ef).

Tachytes spp.

Environ 40 % des Larrinae capturés appartiennent au genre *Tachytes*. Les guêpes qui entrent dans ce genre s'attaquent spécifiquement aux sauteriaux (Bohart et Menke, 1976). Elles sont généralement grosses et facilement reconnaissables. Seulement leur identification suivant les espèces pose problème car il n'existe pas encore de clé d'identification pour les espèces africaines.

Dans les deux parcelles traitées au fénitrothion, on n'a capturé aucune espèce *Tachytes* la semaine ayant suivi l'épandage. Cependant la réduction n'a pas été significative par rapport au nombre d'avant-épandage. Il n'y a pas eu de diminution significative dans la moindre parcelle aussitôt après l'épandage.

Ce n'est que dans la parcelle D, traitée au chlorpyrifos à 270 g m.a./ha, que le nombre des 7ème et 8ème semaines était nettement inférieur à celui de la période pré-épandage. Il n'est pas sûr que le pesticide y soit pour quelque chose (Fig IX.13).

TIPHIIDAE

Les Tiphidae sont des guêpes qui parasitent les larves de Scarabaeidae (scarabées) dans le sol. Certains d'entre-eux ont été utilisés dans le cadre de programmes de lutte biologique contre les Scarabaeidae ravageurs en Amérique du Nord (Borror et al., 1980). On ne sait pas dans quelle mesure les guêpes sont des régulateurs de ravageurs sahéliens comme *Ryniptia sp.* sur le mil. Bien que *Ryniptia* soit généralement considéré comme un ravageur local peu important, le fait d'accroître l'usage de pesticides pour combattre les sautériaux pourrait avoir des incidences sur la régulation naturelle de cette espèce, ce qui permettrait une recrudescence de l'infestation.

Deux groupes de guêpes tiphidae ont été capturés régulièrement dans la zone d'étude. L'une est *Tiphia sp.* (HYM023/TIP1) et l'autre *Mesa sp.* (HYM044/TIP2) (identification par comparaison avec les collections de référence de l'Institut de Taxonomie de l'Université d'Amsterdam et avec la collection DPV Nioro du Rip/CILSS sur la lutte intégrée - par l'auteur, à confirmer).

Tiphia sp.

Les populations de *Typhia sp.* sont restées assez stables dans la parcelle témoin pendant toute la durée de l'étude. Dans les deux parcelles traitées au fénitrothion, les populations de *Tiphia sp.* ont connu une diminution significative dès après l'épandage. Avec une dose de 485 g m.a./ha, ils ont diminué en moyenne de 90 % et avec une dose de 825 g m.a./ha, ils ont complètement disparu et ne se sont pas reconstitués pendant la période post-épandage (Fig. IX.14 ab). Le chlorpyrifos n'a pas causé de diminution significative. Dans les deux parcelles traitées au diflubenzuron, les fluctuations d'avant-traitement ont brouillé les effets du traitement (Fig. IX.14 ef). Hormis la parcelle E, toutes les parcelles ont enregistré de faibles nombres.

Mesa sp.

Les populations de *Mesa sp.* ont connu des fluctuations importantes tout au long de l'étude, avec, notamment, une augmentation sensible dans la semaine ayant précédé le traitement et ce dans toutes les parcelles, sauf celles traitées au diflubenzuron, où les nombres étaient beaucoup plus faibles.

Les fluctuations ont brouillé les effets du traitement dans les parcelles A, B et D. Le chlorpyrifos dosé à 390 g m.a./ha

a causé une diminution de 90 %, et la récupération a eu lieu dans la 2ème semaine suivant l'épandage (Fig. IX.15). Les différences de données logarithmiques transformées apparaissent dans les chiffres et non dans les taux. Cela est dû aux zéros enregistrés dans la parcelle témoin.

FORMICIDAE (DONNEES DES TRANSECTES)

La plupart des colonies de fourmis étudiées ici appartiennent au même genre (codé FOR1, pas encore identifié). Les entrées des fourmilières et les "collines" autour ont généralement un diamètre de 10 à 40 cm (le plus souvent aux environs de 10 cm). La Figure IX.16 montre la différence intervenue dans l'activité des fourmis à la suite de l'application de fénitrothion, dosé à 825 g m.a./ha. Cette évaluation n'a eu lieu que sur cette parcelle traitée. Avant-épandage, le nombre de fourmis actives était le même dans la parcelle à traiter et dans la parcelle témoin. Après le traitement, le nombre de colonies actives a baissé de 80 %, lorsque corrigé en fonction des changements intervenus dans la parcelle témoin. On a dénombré des fourmis mortes tout autour des fourmilières. Dix jours après l'épandage, il n'y avait toujours pas d'activités des fourmis dans la parcelle traitée. Les résultats auxquels sont parvenus Guèye et Everts (Chapitre XI) démontrent que, vers la fin de l'étude, cette groupe d'organismes avait tendance à se récupérer.

Figure IX.16 Recensement des fourmilières

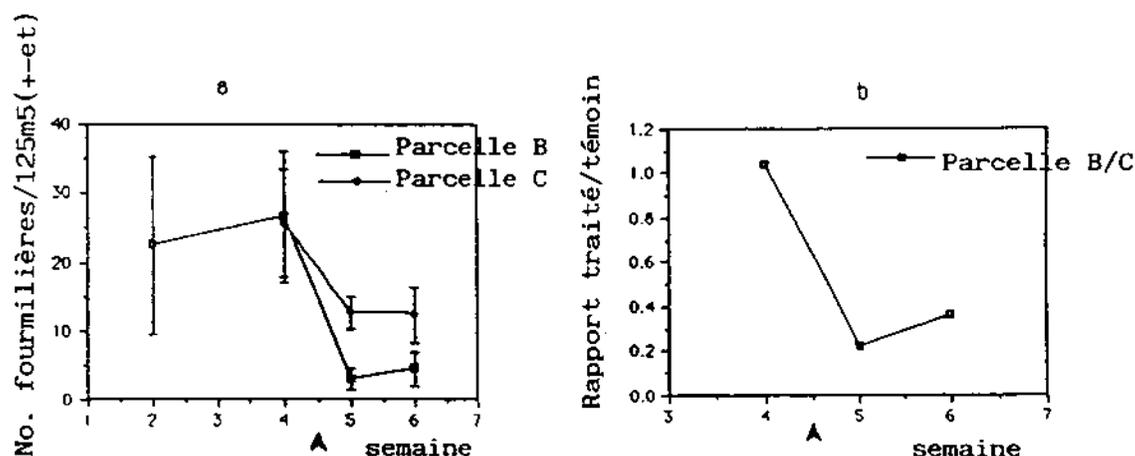


Figure IX.16

Nombre moyen de fourmilières actives par transecte de 125 m² a différentes dates d'observation (a) et rapport de fourmilières actives dans les parcelles traitées à la parcelle témoin (b). Parcelle C: témoin non-traité. Parcelle B: fénitrothion 825 g.m.a./ha.

Figure IX.17

Halictidae: nomiinae

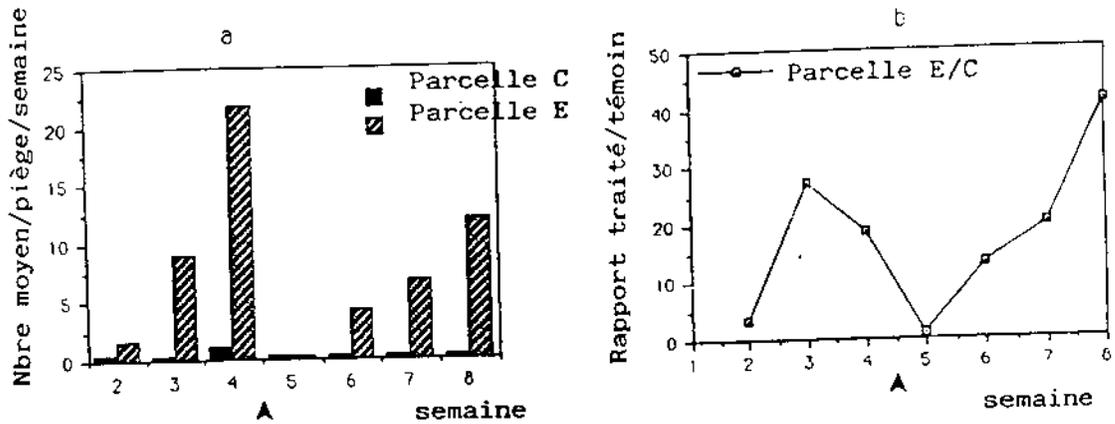


Figure IX.17

Nombre moyen de Halictidae Nomiinae par piège Malaise par semaine (a) et le nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b): la flèche indique le moment du traitement. Parcelle C: témoin, Parcelle E: chlorpyrifos 390 g.m.a./ha.

HALICTIDAE

Les seules abeilles que l'on a trouvé régulièrement dans les pièges sont celles de la famille des Halictidae. Plus de 20 % d'entre-elles entrent dans la sous-famille Nomiinae, des pollinisateurs potentiels ayant une grande importance (Borror et al., 1980). Seule la parcelle E, traitée au chlorpyrifos à 390 g m.a./ha, a enregistré des populations assez nombreuses pour permettre une analyse correcte. Dans cette parcelle, les populations Nomiinae ont diminué de 95 % une semaine après le traitement, mais les populations s'étaient presque entièrement récupérées dans la 6ème semaine c'est-à-dire dans la deuxième semaine ayant suivi le traitement (Fig. IX.17).

AUTRES HYMENOPTERA

Plusieurs groupes d'Hymenoptera potentiellement importants tels que les guêpes parasites appartenant à la superfamille des Calcidoidae et des Proctotrupoidae ont été capturés dans les pièges Malaise. Par manque de temps et d'expertise, on n'a pas poussé plus loin leur classification. Mais cela ne signifie pas qu'il faut les ignorer lors des études à venir. Cependant, les guêpes appartenant à ces superfamilles ne sont apparues dans les

Figure IX.18

Diptera

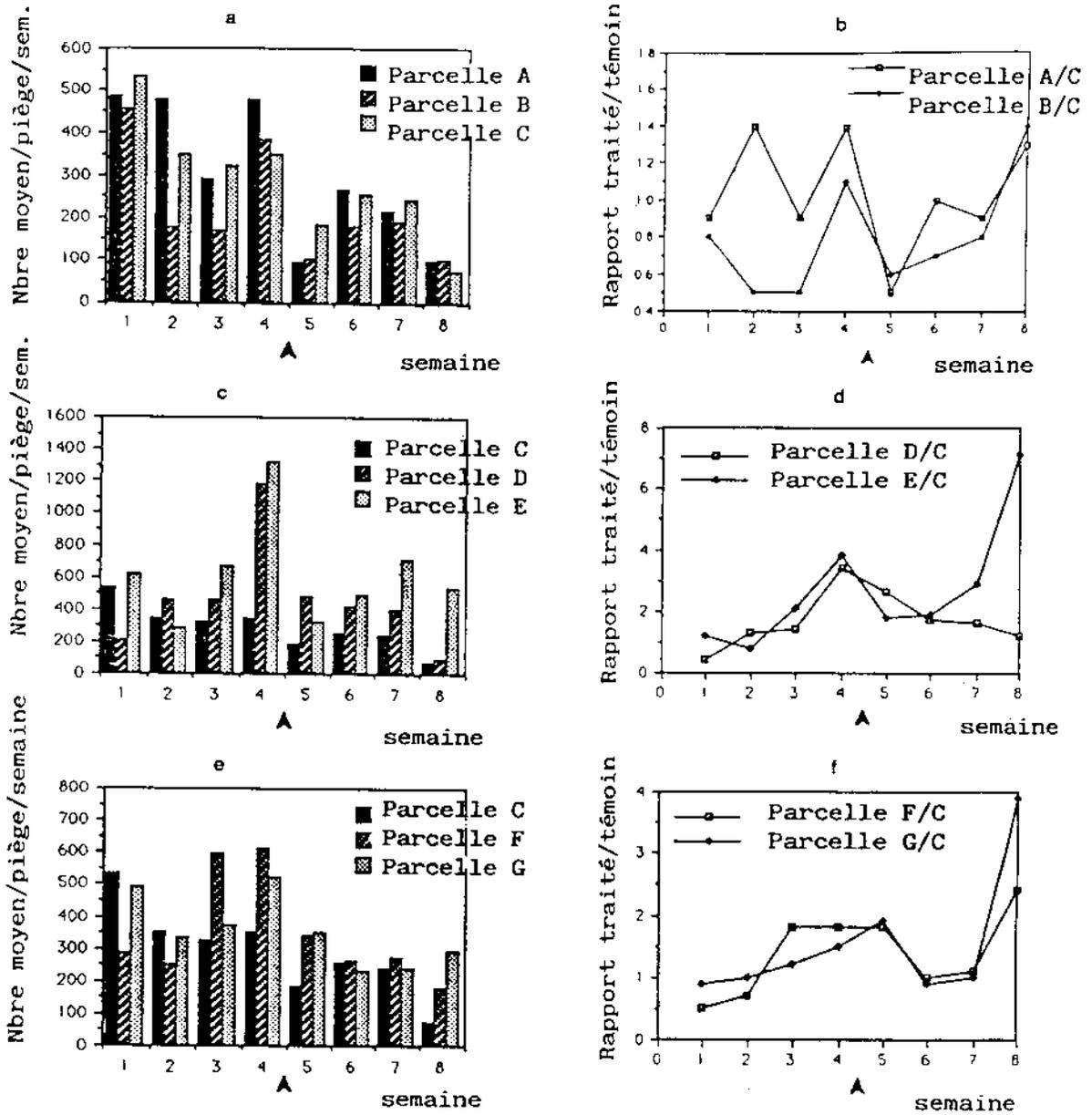


Figure IX.18

Nombre moyen de total Diptera par piège Malaise par semaine (a,c,e), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b,f,d); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle B,D,E,G: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 1,2,3,4-5,6,7,8: (p = 0,04)
 Parcelle F: semaine 3,4,5-6,7: (p = 0,002)
 semaine 1,2,3,4-5,6,7,8: NS

pièges qu'assez tard dans la saison, la plupart du temps après que les traitements ont été appliqués.

Les guêpes aphides (Sphecidae : *Pemphridoninae* : Psenini) ont été capturées en grand nombre dans parcelles D et E et elles ont semblé fortement affectées par le traitement (diminution de 95 % du nombre dans la semaine qui a suivi le traitement par rapport à la semaine l'ayant précédé). Cependant, puisque cette espèce était pratiquement absente dans la parcelle témoin, on n'a pas poursuivi son étude.

Les guêpes sphécides, dont on a pensé qu'elles étaient du genre *Oxybelus* sp. (HO27/SPH12) (Craboninae : Oxybelini) ravageurs de mouches, notamment de *Similium* sp. (la simulie, vecteur de l'onchocercose), ont été abondantes dans les premières semaines de l'étude. Elle avaient toutefois presque disparu au moment de l'épandage, de sorte qu'il a été impossible d'évaluer l'impact du pesticide sur ce groupe.

Les Pompilidae, guêpes parasitant spécifiquement les araignées, étaient abondants dans les pièges Malaise. Etant donné que ces guêpes n'attaquent pas de ravageurs des cultures, on n'a pas jugé nécessaire de les étudier. Cependant, vu leur nombre tout au long de la période de l'étude, il serait intéressant de voir comment les utiliser comme organisme indicateur dans les études à venir.

Les Scoliidae de la sous-famille Scollinae, appartenant, pour la plupart, à un genre ou à une espèce non identifiée (HYM012/SC01), ont été abondants dans la plupart des parcelles, mais avec une répartition inégale des prises. On n'a pas constaté de changement significatif au niveau de cette famille de parasites de Coleoptera clavicornes après traitement.

Diptera (données recueillies au niveau des pièges Malaise)

Plusieurs espèces appartenant à l'ordre des Diptera et constituées principalement de mouches utiles ont été rencontrées.

Il s'agit notamment d'Asilidae prédateurs, de Tachinidae parasites, de Bombyliidae et de quelques Sarcophagidae. L'étude pilote s'est penchée sur les Asilidae et les Bombyliidae pour les parcelles à dose unique d'organophosphoré.

Au total, quelques 83.000 Diptera ont été capturés dans les pièges Malaise pendant la période d'étude. La parcelle témoin a connu une diminution lente mais régulière de la population au cours de cette même période.

Seule la parcelle A, traitée au fénitrothion, dosé à 485 g m.a./ha, a vu la population diminuer de façon significative après l'épandage. La diminution initiale a été de 55 % ; à partir de la 6ème semaine, la population n'est pas très différente de celle

de la période de pré-épannage. Les prises moyennes post-épannage, pour l'ensemble de la période, ont toutefois diminué de façon significative (20 %) (Fig. IX.18).

Figure IX.19

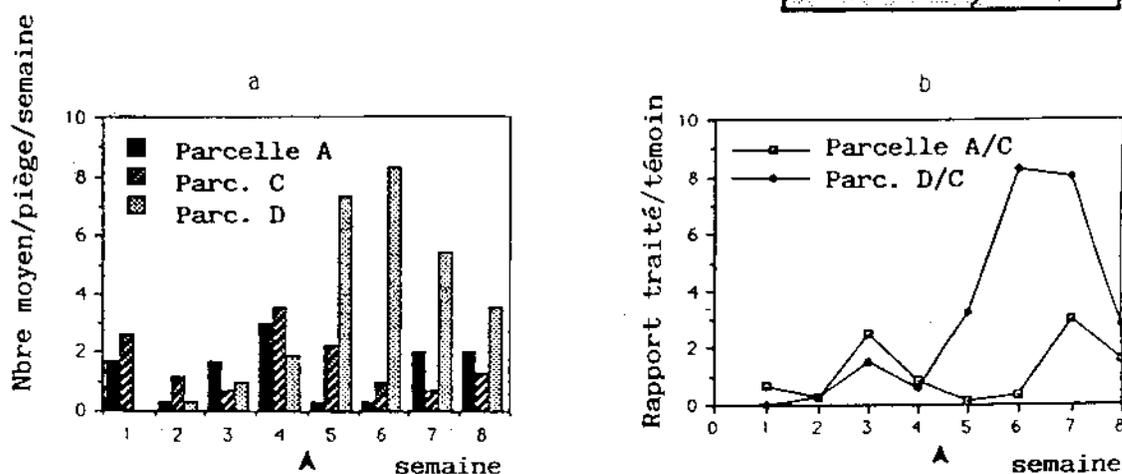


Figure IX.19

Nombre moyen de total Bombyliidae par piège Malaise par semaine (a), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b); la flèche indique le moment du traitement.

Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle D: pas de changements significatifs (NS)
 Parcelle A: semaine 1,2,3,4-5,6: (p = 0.03)

BOMBYLIIDAE

Les Bombyliidae constituent 0,6 % du nombre total des Diptera dans les parcelles (A,C,D) étudiées. Les nombre d'insectes capturés a été faible tout au long de la période d'étude et sont restés assez stables dans la parcelle témoin. Le fénitrothion, dosé à 485 g m.a./ha, a réduit de façon significative le nombre total de Bombyliidae pendant les deux semaines qui ont suivi le traitement, après quoi les populations ont retrouvé leur stabilité. La diminution moyenne au cours de ces deux semaines a été de 80 %. Les captures de Bombyliidae sur la parcelle D, traitée au chlorpyriphos, ont augmenté de façon significative après le traitement (Fig. IX.19).

ASILIDAE

Les Asilidae forment 4 % du nombre total de Diptera capturés dans les parcelles étudiées. Le nombre pour le témoin ont décré, tombant par exemple, de 40 mouches par piège par semaine à 2, pendant la période d'étude.

On n'a pas constaté d'effet négatif du chlorpyriphos dosé

à 270 g m.a./ha. Par contre, le fénitrothion dosé à 485g m.a./ha est responsable d'une diminution significative des Asilidae capturés dans les pièges Malaise pendant les trois semaines ayant suivi l'épandage. La diminution moyenne au cours de ces trois semaines post-épandage a été de 80 % par rapport aux prises d'avant-épandage. Pendant la 8ème semaine, qui correspond à la quatrième semaine post-épandage, les prises sont revenues à leur niveau normal. Cependant, il ne s'agit pas là d'une récupération réelle car la parcelle témoin compte des nombres très bas d'insectes aussi pendant cette période (Fig.IX.20).

Figure IX.20

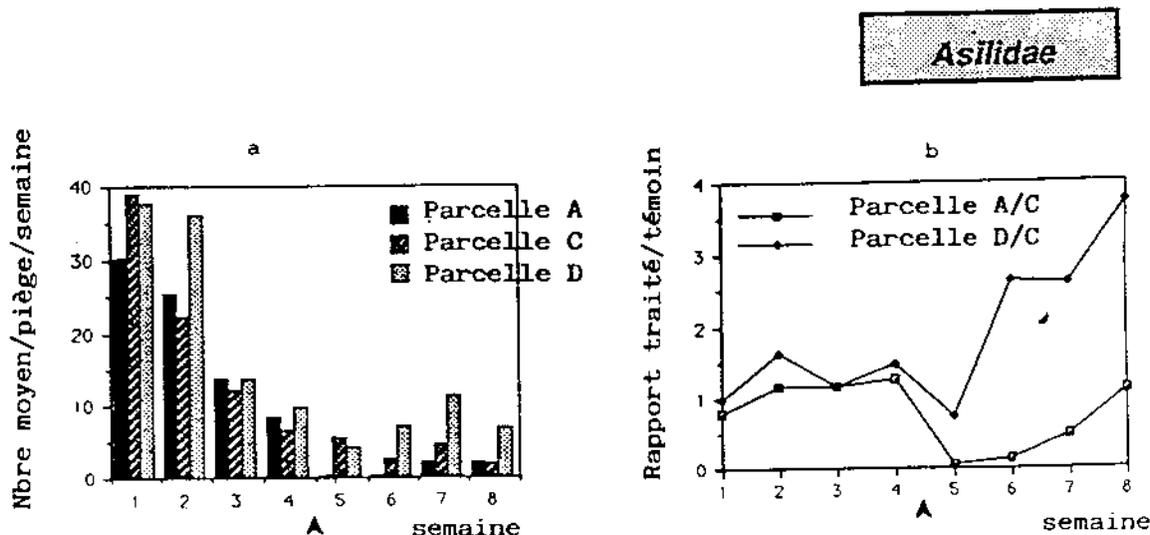


Figure IX.20

Nombre moyen de total Asilidae par piège Malaise par semaine (a), et nombre dans les parcelles traitées par rapport au témoin (b); la flèche indique le moment du traitement.

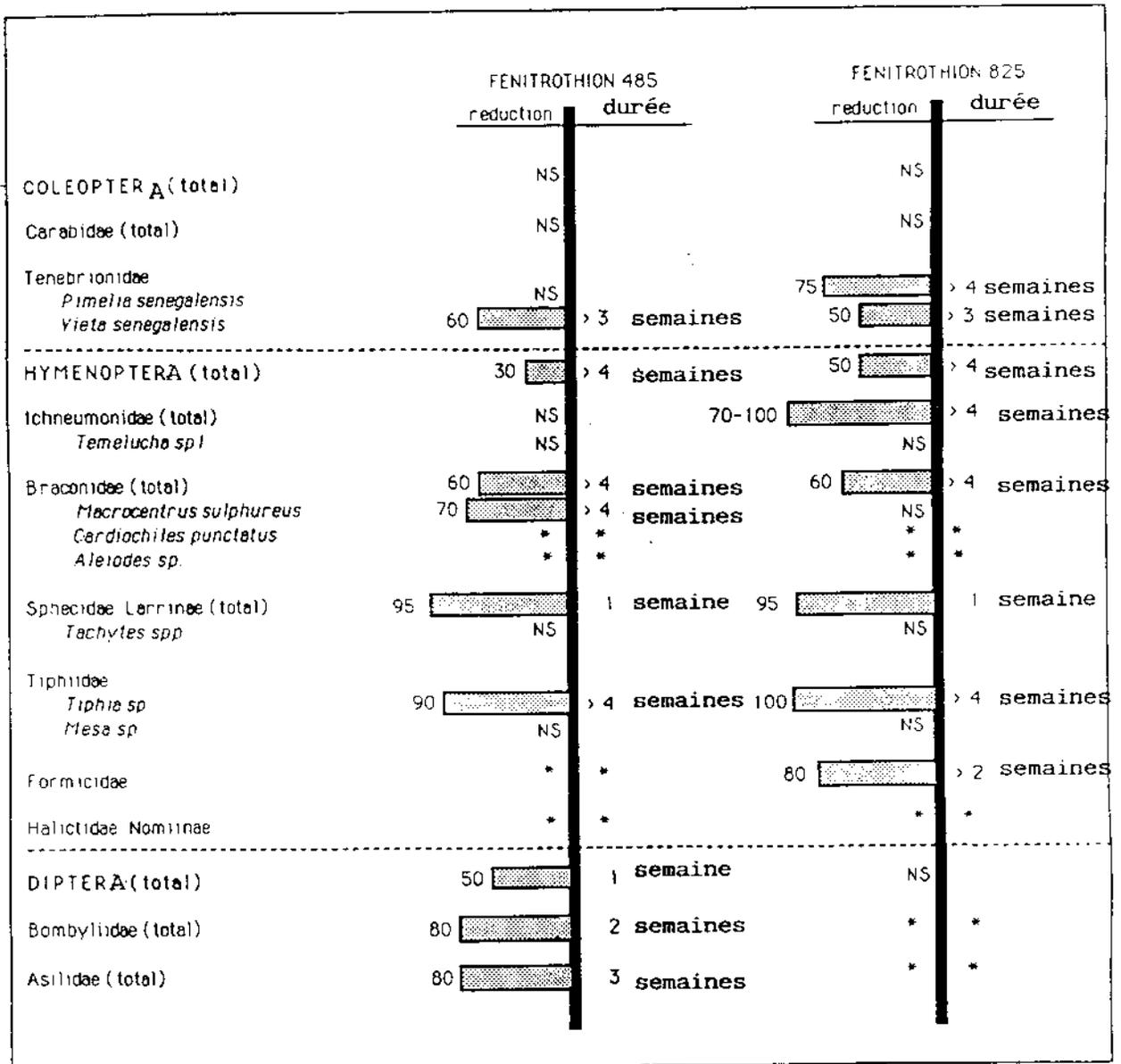
Dosages pour les différentes parcelles: voir les figures IX.2.

STATISTIQUES:

Parcelle D: pas de changements significatifs (NS)

Parcelle A: semaine 1,2,3,4-5,6,7: (p = 0,018)

Figure IX.21a



Fénitrothion

Resumé de l'impact observé du fénitrothion, du chlorpyrifos et du diflubenzuron sur les arthropodes épigés. Le chiffre à côté du pesticide revient à la dose appliquée en g m.a./ha ; " réduction " indique la réduction (significative) (en %) des prises après traitement, par rapport à la moyenne avant traitement ; " durée " indique la durée de cet effet. Si la durée est plus grande qu'un nombre donné de semaines, celle-là a dépassé la période d'échantillonnage et la fin de la saison des pluies ; un astérisque (*) indique qu'une évaluation n'a pas été ou ne pouvait pas être faite.

Figure IX.21b

	CHLORPYRIFOS 270		CHLORPYRIFOS 390	
	reduction	durée	reduction	durée
COLEOPTERA (total)	NS		NS	
Carabidae (total)	NS		70	3 semaines
Tenebrionidae				
<i>Pimelia senegalensis</i>	NS		NS	
<i>Vieta senegalensis</i>	NS		60	2 semaines

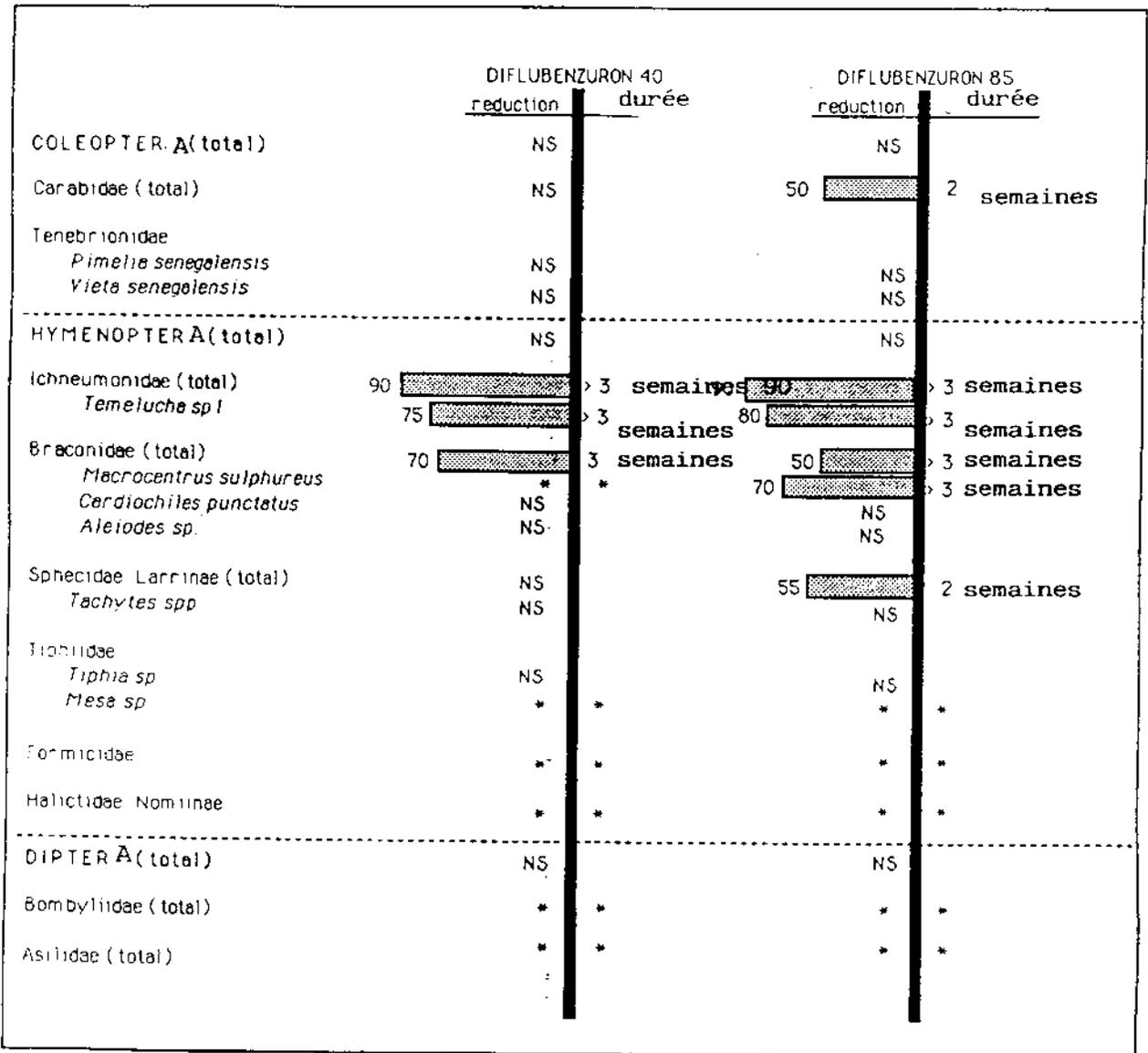
HYMENOPTERA (total)	NS		50	4 semaines
Ichneumonidae (total)	NS		NS	
<i>Temelucha sp1</i>	NS		NS	
Braconidae (total)	NS		NS	
<i>Macrocentrus sulphureus</i>	60	3 semaines	NS	
<i>Cardiophiles punctatus</i>	*	*	*	*
<i>Aleiodes sp.</i>	50	> 2 semaines	70	> 2 semaines
Sphecidae: Larrinae (total)	NS		NS	
<i>Tachytes spp</i>	NS		NS	
Tiphidae				
<i>Tiphia sp</i>	NS		NS	
<i>Mesa sp.</i>	NS		90	1 semaine
Formicidae	*	*	*	*
Halictidae: Nominiinae	*	*	95	1 semaine

DIPTERA (total)	NS		NS	
Bombyliidae (total)	NS		*	*
Asilidae (total)	NS		*	*

CHLORPYRIFOS

Resumé de l'impact observé du fénitrothion, du chlorpyrifos et du diflubenzuron sur les arthropodes épigés. Le chiffre à côté du pesticide revient à la dose appliquée en g m.a./ha ; " réduction " indique la réduction (significative) (en %) des prises après traitement, par rapport à la moyenne avant traitement ; " durée " indique la durée de cet effet. Si la durée est plus grande qu'un nombre donné de semaines, celle-là a dépassé la période d'échantillonnage et la fin de la saison des pluies ; un astérisque (*) indique qu'une évaluation n'a pas été ou ne pouvait pas être faite.

Figure IX.21c



DIFLUBENZURON

Resumé de l'impact observé du fénitrothion, du chlorpyriphos et du diflubenzuron sur les arthropodes épigés. Le chiffre à côté du pesticide revient à la dose appliquée en g m.a./ha ; " réduction " indique la réduction (significative) (en %) des prises après traitement, par rapport à la moyenne avant traitement ; " durée " indique la durée de cet effet. Si la durée est plus grande qu'un nombre donné de semaines, celle-là a dépassé la période d'échantillonnage et la fin de la saison des pluies ; un astérisque (*) indique qu'une évaluation n'a pas été ou ne pouvait pas être faite.

Tableau IX.5 (Cette évaluation s'applique strictement à la situation spécifique du terrain qui fait l'objet de cette étude)

* = g m.a./ha

pesticide	FENITROTHION				CHLORPYRIFOS				DIFLUBENZURON			
	dos. age		dos. age		dos. age		dos. age		dos. age		dos. age	
	485 g a.i./ha		825 g a.i./ha *		270 g a.i./ha *		390 g a.i./ha *		40 g a.i./ha *		85 g a.i./ha *	
impact	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P	I	P
TAXON												
COLEOPTERA (total)	*	#	*	#	*	#	*	#	*	#	*	#
Carabidae (total)	*	#	*	#	*	#	***	###	*	#	**	##
(Tenebrionidae)												
<i>Pimella senegalensis</i>	*	#	***	###	*	#	*	#	*	#	*	#
<i>Viola senegalensis</i>	***	###	**	##	*	#	***	###	*	#	*	#
HYMENOPTERA (total)	**	##	**	##	*	#	**	##	*	#	*	#
Ichneumonidae (total)	*	#	****	###	*	#	*	#	****	###	****	###
<i>Tenelucha</i> sp.	*	#	*	#	*	#	*	#	***	###	****	###
Braconidae (total)	***	###	***	###	*	#	*	#	***	###	**	##
<i>Macrocentrus sulphureus</i>	[***	###]	[*]	[#]	[***	##]	[*]	[#]			***	###
<i>Cardiochiles punctatus</i>									[*]	[#]	[*]	[#]
<i>Aleiodes</i> sp.					**	##	**	##	*	#	*	#
Sphacidae: Larinae (total)	****	#	****	#	*	#	*	#	*	#	***	##
<i>Tachytes</i> spp.	*	#	*	#	*	#	*	#	*	#	*	#
Tiphidae												
<i>Tiphia</i> sp.	****	###	****	###	*	#	*	#	*	#	*	#
<i>Mesa</i> sp.	*	#	*	#	*	#	****	#				
Formicidae			****	##								
Halicidae: Nominae							****	#				
DIPTERA (total)	[**	##]	[*]	[#]	*	#	*	#	*	#	*	#
Bombyliidae (total)	****	##			*	#						
Asilidae (total)	****	##			*	#						

- Résumé de l'impact initial (I) et de la persistance des effets des pesticides (P) utilisés dans l'étude pilote.

- Impact initial : non nuisible - < 25 % de réduction = * ; Légèrement nuisible - 25-50 % de réd. = ** ; Modérément nuisible - 51-75 % de réd. = *** ; Nuisible - 75 % de réd. = ****.

- Persistance de l'effet : courte-durée - ≤ une semaine = # ; modérément persistant - 2-3 semaines = ## ; persistant - > 3 semaines = ###.

- Les données entre parenthèses ne sont pas entièrement probantes (voir texte); quant aux cases vides, les données n'ont pas été traitées.

Discussion

Plan de l'étude et validité des résultats

Le fait que les parcelles utilisées pour l'étude n'aient pas de répétition signifie que les résultats obtenus ne sont valables que pour les conditions spécifiques de la présente étude. Des répétitions dans l'espace et dans le temps sont nécessaires si l'on veut extrapoler sur les conclusions. Dans la présente étude, on a traité de grandes surfaces de 4 à 6 km². Dans les études à venir, portant sur les arthropodes non-cibles, on pourra utiliser des parcelles plus petites pour analyser les réductions immédiates de population causées par les pesticides, autant que possible avec des répétitions. Cependant, lorsqu'il s'agit d'analyser la récupération, la taille de la parcelle revêt une importance primordiale. La meilleure formule consiste à utiliser plusieurs parcelles dont les dimensions vont grandissant. Dans tous les cas, la taille minimum de la parcelle sera déterminée par la méthode d'application, l'application par voie aérienne (avion, etc.) nécessitant de plus grandes parcelles que l'application au sol, car il faut faire en sorte que le produit soit réparti de la façon la plus égale possible dans les zones d'échantillonnage.

Compte tenu des limites de l'extrapolation telles que nous venons de les exposer, la validité des résultats dépendra pour une large part du degré de variabilité entre les parcelles. A la lumière des données recueillies, on peut dire que cette variabilité existe réellement quoique, dans la majorité des cas, les différences de densité, d'une parcelle à une autre, ne sont pas démesurées (un facteur 10), ce qui, pour ce type de données, peut être considéré comme assez homogène. La grande différence remarquée chez les sauteriaux des parcelles F et G par rapport à ceux des autres parcelles (Voir Chapitres VII et VIII) ne se reflète pas dans la faune non ciblée lorsqu'elle est analysée au présent niveau taxonomique.

La validité d'un effet observé se trouve renforcée lorsqu'un effet plus grand se produit sur la parcelle avec la plus forte dose du même produit chimique. Dans les cas où un effet se produit avec le dosage le plus faible et non pas le plus fort, le résultat peut alors être considéré comme discutable. Cette idée est basée sur l'hypothèse selon laquelle l'application et, par conséquent l'exposition des organismes à l'action des pesticides était la même sur toutes les parcelles et ne pouvait donc expliquer de telles différences (Voir Chapitre II).

La méthode statistique employée pour analyser certaines des différences constatées est discutable à bien des égards, et nous ne manquons pas, ci-après, de la remettre en question. Il est difficile de dire dans quelle mesure les affirmations quant à l'importance ou à l'inimportance des données obtenues à partir de cette méthode sont fondées. On escompte toutefois que, du fait du nombre limité des données utilisées dans la présente analyse,

les tests seront conservateurs le plus souvent plutôt que de revendiquer une signification qui, en fait, n'existe pas. Cela est d'autant plus vrai que, souvent, on observe une tendance à la hausse sur les parcelles à traiter et ce avant l'application du traitement (par rapport aux témoins). En utilisant les niveaux moyens de pré-épandage plutôt que le nombre de captures juste avant l'épandage, on contribue à sousestimer l'effet réel.

Le Tableau IX.5 résume les effets observés pendant l'étude; il fait également état des résultats que les arguments ci-dessus rendent discutables. La notation des effets initiaux se fait suivant les normes de l'Organisation internationale de lutte biologique (OILB) (Hassan et al., 1985) ; celles qui sont utilisées pour la persistance des effets sont spécifiques à la présente étude. Trois semaines après l'épandage, les parcelles ont commencé à s'assécher rapidement et le nombre d'arthropodes présents dans le témoin se sont mis à baisser énormément. Je définis ce phénomène comme étant le début de la saison sèche, durant laquelle la récupération chez de nombreuses espèces que l'on associe à la saison pluvieuse devient improbable.

Comparaison des pesticides étudiés

COLEOPTERA

De tous les pesticides utilisés suivant les dosages recommandés, seul le fénitrothion réduit les prises d'une espèce de Coleoptera, en l'occurrence le Tenebrionidae *Vieta senegalensis*. A double dose cependant les trois pesticides réduisent la population d'au moins une espèce de >50% pendant un minimum de trois semaines. Les Tenebrionidae semblent plus sensibles au fénitrothion, tandis que les Carabidae sont davantage affectés par le chlorpyrifos. Le diflubenzuron s'est avéré le moins nocif pour les Coleoptera étudiés. L'impact immédiat du fénitrothion est légèrement supérieur à celui des deux autres produits mais avec lui la récupération a été beaucoup plus lente.

Une application unique de fénitrothion, soit à la dose recommandée, soit à double dose, semble à même de réduire le nombre de Tenebrionidae qui potentiellement sont de grands ravageurs d'oothèques de *O. senegalensis*, plus de 50 % pendant une période prolongée et peuvent contrecarrer la régulation des populations de cette espèce. Avec le chlorpyrifos les réductions ont été un peu moindres et la récupération a eu lieu dans les trois semaines qui ont suivi le traitement. Le chlorpyrifos dosé à 390 g m.a./ha a réduit de 70 % pendant trois semaines les Carabidae capturés, mais bien que ce groupe contienne de nombreux ravageurs généraux, nous ne connaissons aucun insecte nuisible du Sahel dont les populations sont dans une large mesure réglées par des Carabidae. Etant donné la forte persistance du diflubenzuron sur la végétation, même en condition sahélienne, les populations de Tenebrionidae, dont les adultes se nourrissent en partie de matière végétale, méritent d'être évalués sur une plus longue période.

HYMENOPTERA

Le nombre total d'hyménoptères a connu une diminution dans les deux parcelles ayant reçu un organophosphoré ; mais avec le chlorpyrifos il a fallu une dose double. On n'a observé aucun effet dans les parcelles traitées au diflubenzuron.

Cependant, les deux familles d'Ichneumonidae ont nettement diminué pendant les trois semaines qui ont suivi le traitement au diflubenzuron. Les Ichneumonidae ont semblé plus affectés que les Braconidae. A notre grande surprise, ces deux familles de parasites ont, à la suite du traitement au diflubenzuron, diminué de façon plus consistante qu'après les applications d'organophosphorés. Etant donné que le diflubenzuron n'est pas reconnu très toxique pour les Ichneumonidae ou les Braconidae adultes (Hassan et al., 1987), ces réductions on pu être causées par la mortalité qui a dû affecter leurs hôtes Lepidoptera, lesquels sont très sensibles à ces IGR. Le nombre de Lepidoptera adultes n'ont pas été réduits de façon significative dans les pièges Malaise installés sur les deux parcelles traitées au diflubenzuron. Par contre (bien que ce mode d'échantillonnage ne soit pas idéal pour l'étude des Lepidoptera). Les larves holométaboles vivant dans le sol (Lepidoptera, Diptera, Carabidae) capturés dans les pièges enterrés ont connu une réduction non seulement dans les parcelles F et G mais aussi dans les parcelles où les organophosphorés ont été appliqués (Voir Annexe IX.2). Cela n'explique donc pas tout à fait l'effet observé. Il est très probable, cependant, que les guêpes parasites en question n'infestaient pas les Lepidoptera vivant dans le sol, mais plutôt des espèces vivant sur des plantes, lesquelles ne figuraient pas dans les échantillons des pièges enterrés. D'autre part, il est possible que le régulateur de croissance influe directement sur le développement de la guêpe au sein de l'hôte ou même sur sa fécondité après que l'adulte a été exposé à ce même pesticide (soit par contact direct avec le pesticide, soit par ingestion d'un aliment exposé comme la miellée). Broadbent et Pree (1984) ont observé une émergence réduite de *Macrocentrus ancylivorus* de la tordeuse orientale du pêcher, traitée au diflubenzuron qui cependant avait réussi à muer, ce qui donne à penser que le parasite a peut-être été dérangé alors qu'il infestait son hôte qui subissait une métamorphose. Un autre régulateur de croissance portant le nom de code BA Y SIR 8514 a réduit, lorsqu'appliqué à des populations adultes de *M. ancylivorus*, le degré de parasitisme de (25 %) et l'émergence de guêpes adultes de 75 %.

Dans l'ensemble, les Braconidae et les Ichneumonidae ont été les plus affectés par les trois pesticides testés. Le fenitrothion et le diflubenzuron, appliqués à la dose préconisée, provoquent une réduction initiale et les effets sont persistants, ce qui suscite des inquiétudes car la fonction de régulation des populations d'insectes nuisibles à l'agriculture que peuvent jouer ces espèces risque d'être perturbée par l'effet des pesticides.

Pour ce qui concerne la troisième famille de parasites étudiés, celle des Tiphidae, le traitement au fénitrothion suivant les deux dosages a sévèrement réduit les *Tiphia* sp. capturés et ce sur une longue période. Dans ce groupe de guêpes, il semble y avoir une différence de sensibilité au fénitrothion et au chlorpyrifos, deux insecticides ayant beaucoup de propriétés en commun. Contrairement aux Ichneumonidae, les Tiphidae capturés n'ont pas connu de réduction significative à la suite d'un traitement au diflubenzuron. C'est peut-être le résultat de la biologie de leurs hôtes, les larves de Scarabaeidae, qui vivent souvent cachées dans le sol ou dans les matières organiques en décomposition et sont donc de moins en moins exposés à d'éventuels insecticides.

Les Larrinae, guêpes sphécides prédatrices d'Orthoptera, ont été nettement affectés par les deux traitements au fénitrothion, mais ils ont récupéré des effets au bout d'une semaine. Les Larrinae pondent leurs oeufs dans des alvéoles souterraines (ils y placent également les proies qu'ils capturent), ce qui signifie que ni les oeufs ni les larves ne sont exposés aux pesticides. Cependant, je ne sais pas si la récupération rapide a été causée par l'arrivée dans les parcelles de guêpes adultes venant de milieux non traités ou par l'émergence de jeunes guêpes déjà présentes dans ces parcelles. Le chlorpyrifos n'a pas occasionné des changements significatifs chez ce taxon. La réduction observée dans la parcelle traitée à double dose de diflubenzuron est toutefois difficile à expliquer. On n'escompte pas que les Larrinae adultes soient sensibles au IGR et les oeufs et les larves ne sont pas sensées être exposées. Le fait que l'effet se soit manifesté aussitôt après le traitement signifie qu'aucune interférence avec la fécondité des guêpes est peu probable. Il ne nous reste plus qu'à envisager soit une réaction de comportement, face à la réduction du nombre de proies que sont les larves de criquet (voir Chapitre VII et VIII), se traduisant par une émigration hors de la parcelle, soit une variation due au hasard. Il n'existe pas de données pour soutenir l'une ou l'autre de ces hypothèses.

Les abeilles Halictidae n'ont été vues que sur une seule parcelle (celle traitée au chlorpyrifos à 390 g m.a./ha) et en nombre suffisant pour permettre une analyse. L'insecticide a considérablement réduit leur population, mais la récupération a été tout aussi rapide. On sait cependant que le chlorpyrifos et le fénitrothion sont très toxiques pour les abeilles communes (cf. Stevenson, 1980). En revanche, le diflubenzuron est moins apte à affecter les abeilles adultes ou leur couvain. Des traitements à des doses atteignant 400 m.a./ha appliqué en Angleterre, sur des cultures en floraison visitées par des abeilles, n'a pas réduit la population d'abeilles adultes ni leurs larves (Emmet et Archer, 1980).

L'analyse de l'impact sur les fourmis n'a porté que sur une seule parcelle, qui avait reçu une dose double de fénitrothion. On y a constaté une réduction importante et persistante.

Toutefois, on gagnerait à approfondir la méthode employée. S'il est confirmé que le nombre de fourmis est relativement stable dans le temps, le fait de compter les fourmis actives peut constituer une méthode simple pour évaluer l'impact des insecticides dans ce type d'habitat. Il est démontré que les fourmis sont souvent sensibles à des insecticides de plusieurs sortes. Si cet indice d'activité ne varie pas beaucoup pendant plusieurs semaines, en saison pluvieuse, il ne sera pas vraiment nécessaire de procéder de façon répétée à des observations prétraitement, et la méthode susmentionnée pourra être employée pour suivre l'évolution des traitements.

DIPTERA

Le nombre total de Diptera n'a connu une réduction significative que dans les parcelles traitées à la dose de fénitrothion préconisée, ce qui constitue un résultat inconsistant puisqu'on n'a constaté aucune réduction dans la parcelle ayant reçu une dose double.

L'impact sur les Bombyliidae et les Asilidae n'a été mesuré que dans les cas de parcelles traitées à dose unique d'organophosphorés. Le fénitrothion s'est révélé nettement plus toxique que le chlorpyrifos, causant une réduction de 80 % pendant deux ou trois semaines. Chez les Asilidae, qui ont vu une diminution naturelle importante de leur nombre à partir du milieu de la saison pluvieuse, la " récupération " observée au bout de trois semaines est probablement fautive. Elle a été causée par la baisse naturelle de nombre de la parcelle témoin (qui, de ce point de vue, sont descendus au niveau de ceux de la parcelle traitée) plutôt que par la récupération dans la parcelle traitée. Cela signifie que dans la parcelle traitée, les Asilidae seront peu nombreux au cours de la saison à venir (puisque on a pas permis à un grand nombre d'entre-eux de se reproduire). Cette assertion mérite cependant d'être vérifiée.

Etendue de l'échantillonnage et niveaux taxonomiques d'analyse

Dans la présente étude, les effets des pesticides n'ont pu être mesurés que sur un nombre restreint de groupes taxonomiques au niveau du genre ou de l'espèce. Cela est dû au fait que le nombre d'insectes disponibles appartenant à un même genre était souvent très limité. Dès lors, il s'avère difficile d'analyser l'impact d'un pesticide à des niveaux taxonomiques plus élevés. Lorsque l'impact ne peut pas être constaté au niveau de l'ordre, disons, les effets peuvent être évidents au niveau du genre ou de la famille, tout simplement parce que le dernier taxon comprend une petite fraction du premier. L'étude faite sur les Coleoptera illustre parfaitement ce propos. En effet, on n'a pu observer aucune réduction significative du nombre total des Coleoptera à la suite des différents traitements. Par contre, des effets significatifs sont apparus nettement au niveau de la famille ou de l'espèce. Il en a été de même pour les Hymenoptera,

si comparés avec des familles de Ichneumonidae et de Braconidae.

Le contraire peut être vrai également ; autrement dit, il est possible d'observer des effets à un niveau taxonomique élevé alors que les observations au niveau du genre ne donnent rien. Dans la présente étude, les Braconidae capturés ont vu leur population diminuer à la suite de traitements au diflubenzuron, mais cela n'a pas été le cas pour *Aleiodes sp1*, une des espèces prédominantes chez les Braconidae.

A l'évidence, lorsqu'une espèce, à un niveau d'organisation assez élevé, est considérée comme utile (par exemple la famille de Braconidae ou même l'ordre des Hymenoptera) on peut trouver indéniable l'impact négatif d'un pesticide sur ce taxon et superflu la poursuite de l'analyse à des niveaux taxonomiques plus bas. Toutefois, il devient alors impossible de répondre à des questions du genre : quelles sont les implications pour le parasitisme de la chenille des épis de mil? puisque c'est seulement un nombre restreint d'Hymenoptera qui est responsable de cette situation.

Réciproquement, lorsqu'on ne trouve aucun effet induit d'un pesticide sur une espèce à un niveau taxonomique élevé, il est impossible de répondre à la moindre question. Le fait de n'avoir observé aucun impact chez les Hymenoptera capturés ne signifie pas qu'il n'y a pas eu d'impact à quelque niveau taxonomique inférieur et qu'il ne faut pas pousser plus loin l'étude de ce groupe d'insectes.

Si l'on veut que ce type d'études contribue efficacement à l'enrichissement des connaissances en matière d'écologie/écotoxicologie ou des pratiques dans le domaine de la protection des végétaux, il faut conduire l'analyse de l'impact des pesticides au niveau taxonomique le plus bas possible ((sous)-espèces ou genre). On ne doit généraliser que si l'on escompte que des groupes analysés à des niveaux taxonomiques plus élevés réagissent de manière semblable face à un pesticide donné. Mais, étant donné que l'impact d'un pesticide sur un arthropode n'est pas seulement déterminé par la sensibilité de cet organisme à l'égard du pesticide ce qui est déterminé par l'écologie et le comportement de l'espèce en question, et par son pouvoir de récupération (déterminé par la dynamique de population et les capacités de dispersion) , peut être vérifié pour bon nombre d'organismes au moyen de tests conduits en laboratoire) mais encore, et certainement plus, par son exposition au pesticide, ce qui est déterminé par l'écologie et le comportement de l'espèce en question et par son pouvoir de récupération (déterminée par la dynamique de population et les capacités de dispersion), on peut affirmer sans crainte de se tromper que le niveau taxonomique à étudier si l'on veut mesurer la réaction face à un insecticide, sera très proche de l'espèce.

Table IX.6

TAXON	SUSCEPTIBILITE		ABONDANCE	STABILITE	PERTINENCE ECOLOGIQUE
	OP	IGR			
COLEOPTERA	-	-	+	+	-
Carabidae	"+-"	"+-"	+	+	+
<i>Vieta senegalensis</i>	"+-"	-	+	"++"	+
<i>Pimella senegalensis</i>	"+-"	-	+	"+-"	+
HYMENOPTERA	+	-	+	+	"+-"
Ichneumonidae	+	+	"+-"	-	+
<i>Jemelucha sp1</i>	+	"+-"	"+-"	-	+
Braconidae	+	"+-"	+	"+-"	+
<i>Macrocentrus sulphureus</i>	"+-"	"+-"	"+-"	-	+
<i>Cardiochiles punctatus</i>	na	-	"+-"	-	+
<i>Aleiodes sp1</i>	"+-"	-	"+-"	-	+
Sphecidae: Larrinae	"+-"	"+-"	+	"+-"	+
<i>Tachytes spp.</i>	"+-"	-	"+-"	+	+
Tiphidae					
<i>Tiphia sp.</i>	"+-"	-	-	"++"	"+-"
<i>Mesa sp.</i>	"+-"	na	+	-	"+-"
Formicidae	+	na	+	+	"+-"
Halictidae: Nominae	"+-"	na	"+-"	"+-"	+
Pompilidae	na	na	+	na	"+-"
Sphecidae: Crabroninae: Oxybelini	na	na	"+-"	-	"+-"
Sphecidae: Pemphridoninae: Psenini	na	na	"+-"	-	"+-"
Scoliidae: Scoliinae	na	na	+	-	"+-"
DIPTERA	"+-"	-	+	"+-"	-
Bombyliidae	-	na	-	"+-"	+
Asilidae	"+-"	na	"+-"	-	+

L'aptitude des différents taxa d'arthropodes étudiés dans le projet pilot au fins d'une évaluation future sur l'impact. L'aptitude est classée selon la susceptibilité du taxon par rapport aux organophosphorés (OP) et aux régulateurs de croissance d'insectes (IGR), à l'abondance pendant la saison des pluies, et la persistance écologique du taxon, tous en fonction des résultats de cette étude strictement;

+ = apte

- = pas apte

+- = aptitude douteuse ou pas évidente

na = pas évalué pendant cette étude

Cette étude a démontré que des espèces capturés, peu présentaient des populations numériquement importantes pour permettre une telle analyse. Cette conclusion n'est pas très encourageante quand on sait que les habitats étudiés étaient riches en arthropodes. Les études qui seront faites dans des milieux plus arides ne tomberont certainement pas sur une grande variété et un grand nombre d'arthropodes. Par conséquent, il s'avérera très difficile d'échantillonner un nombre suffisant d'arthropodes en vue d'analyser leur réaction face à un pesticide.

Choix des taxa à étudier et méthodes à employer pour des études approfondies.

Les critères préalables à une bonne analyse de l'impact d'un produit sur les invertébrés terrestres ont été énumérés dans le paragraphe introductif de ce Chapitre. Une liste des taxa rencontrés au cours de l'étude pilote Figure au Tableau IX.6, qui nous donne une première idée des critères en question. Il faut noter que certains critères, en particulier, l'abondance et la distribution régulière de la population, dépendent dans une large mesure du site choisi pour la conduite de l'étude et qu'ils seront certainement très différents selon qu'il s'agit d'un milieu aride ou d'un milieu humide.

A l'examen de ce tableau, on se rend compte qu'il n'y a pas d'espèce idéale. Les Carabidae et le Tenebridae mentionnés répondent aux critères d'abondance, de stabilité et de fonction écologique, mais la plupart d'entre-eux sont peu affectés par les pesticides. Les Tenebridae sont prépondérants en zone aride et les Carabidae en zone plus humide. En ce qui concerne la capture à l'aide de pièges enterrés, ces groupes sont les seuls susceptibles de donner de bons résultats. Toutefois, il est peu probable qu'ils soient de bons indicateurs des effets puisqu'ils ne sont pas très sensibles aux pesticides. On est déjà arrivé à cette conclusion dans les cas des Carabidae (ex : Everts *et al.*, 1989).

Un grand nombre d'Hymenoptera étudiés ont été affectés par les organo-phosphorés. Le principal problème qui se pose avec les organismes de ce groupe, c'est qu'ils n'ont pas été capturés en grand nombre avec la méthode de piégeage employée ou que leurs nombre sont très fluctuants pendant la saison pluvieuse, ou les deux à la fois. On a capturé un peu plus de Braconidae que d'Ichneumonidae. Cette dernière famille sera beaucoup moins abondante dans les régions plus arides. Les populations de Larrinae ont été assez régulières et abondantes mais elles se sont révélées moins sensibles aux pesticides que les groupes de parasitoïdes susmentionnés. Les populations des deux genres de Typhiidae ont été peu abondantes ou très fluctuantes. Les Apidae (Halictidae) n'ont été capturés qu'en petit nombre et ils ne semblent pas constituer une bonne

espèce à étudier lorsqu'il faut les piéger dans la nature. De tous les indicateurs potentiels, l'activité des fourmis est peut-être celui qui offre les plus grandes possibilités puisque les critères d'abondance, de régularité et de sensibilité aux pesticides les concernant semblent avoir été réunis. Toutefois, la méthode employée gagnerait à être étoffée si on veut en faire une application plus vaste.

Chez les Diptera, les Bombyliidae n'ont pas été capturés en grand nombre. Les Asilidae peuvent s'avérer intéressants pour l'étude mais seulement pour les traitements applicables en début de saison. La famille des Tachinidae mérite d'être incorporée dans les investigations à venir car elle a une importance potentielle en tant que parasite de déprédateurs des cultures.

On n'a pas employé plus de trois méthodes pour mesurer l'impact des pesticides sur les invertébrés non-cibles. Ces méthodes sont : la capture à l'aide de pièges Malaise, la capture à l'aide de pièges enterrés, et le comptage (par transecte) des fourmilières actives. En ce qui concerne les arthropodes vivant dans le sol (par exemple, les Coleoptera), la méthode de capture à l'aide de pièges enterrés, telle qu'elle est employée dans le cadre de l'étude, convient parfaitement. Dans les milieux plus arides, où les populations de Coleoptera sont moins denses, il faut augmenter le nombre de pièges. On pense généralement que les pièges Malaise conviennent bien pour la capture de groupes de Diptera ou d'Hymenoptera volants. C'est ainsi qu'on en a capturé un grand nombre au cours de l'étude. Il apparaît utile d'expérimenter de meilleures méthodes de capture des Bombyliidae (capture à l'aide de filets?) et parasitica. Pour ce dernier taxon, un piège constitué de grillages d'interception imprégnés de pyréthriinoïde peut s'avérer efficace. Les techniques spécialisées et nécessitant de la main d'oeuvre comme les pièges collants, les mesures de densité absolue et le comptage par transecte sont en général inadaptées à la situation donnée.

Suivi des opérations contre études approfondies

Dans les termes de référence concernant le projet pilote, il était demandé d'étudier des méthodes qui pourraient être employées pour le contrôle opérationnel des effets secondaires dans la lutte contre les criquets et les sauteriaux. Une des conditions préalables à toute technique de contrôle opérationnel dans la lutte contre les criquets et les sauteriaux est que le niveau de prétraitement de toute donnée statistique de contrôle, que ce soit un organisme indicateur ou un indicateur biochimique, puisse être fixé ou prédit à partir d'un mesurage effectué juste avant l'application du traitement. Cela est essentiel, car, comme c'est presque la règle en matière de lutte antiacridienne, la zone à traiter n'est pas connue à l'avance ; en fait, on ne la connaît que lorsque vient le moment de procéder au traitement. Le criquet et certains sauteriaux se déplacent et migrent rapidement de sorte que les sites à traiter ne peuvent être identifiés plusieurs semaines à l'avance. Toutefois, les

prises/populations de presque toutes les espèces étudiées jusqu'ici connaissent de grandes fluctuations, souvent de moitié ou un ordre de magnitude d'une semaine à l'autre. Il est donc difficile de surveiller toutes ces espèces car les niveaux prétraitements valables ne peuvent pas être déterminés à partir d'un mesurage. La seule exception possible, c'est le contrôle de l'activité des fourmis.

Une autre technique, qui n'a pas été employée dans la présente étude, mais qui peut se révéler facile à appliquer, c'est l'étude de la mortalité naturelle des oothèques des sauteriaux. Cette technique est assez facile à mettre en pratique et a ceci d'intéressant qu'aucune comparaison prétraitement n'est nécessaire. Il suffit donc d'évaluer la mortalité naturelle dans les zones traitées et de faire des comparaisons entre ces zones et les zones avoisinantes non traitées. Etant donné que les ennemis naturels sont sensés agir dans les mois qui suivent l'oviposition (Popov, 1980), l'examen de ces oothèques ne doit pas être fait aussitôt après la fin de la saison des pluies, mais, par exemple, pendant la période s'étendant de janvier à mars (pour le Sahel). Il est, bien entendu, nécessaire, pour ce type de contrôle, que l'on puisse identifier, tant les zones traitées que celles où les sauteriaux ont probablement pondus leurs oeufs vers la fin de la saison pluvieuse. Cependant, ce type d'information doit être disponible dans les campagnes antiacridiennes proprement organisées et exécutées et ne doit donc pas constituer un fardeau supplémentaire pour les services de protection des végétaux. En outre, cette information donne beaucoup plus de sens à l'étude des oothèques en général.

Tout en reconnaissant que probablement seul un nombre restreint de techniques de contrôle opérationnel réel peuvent être mises au point, il faut quand même dire que les études plus détaillées, comme celles qui ont été initiées dans le projet pilote, ont leur place dans l'avenir. On escompte qu'elles répondront spécifiquement aux questions suivantes :

Quelles sont les différences d'effets secondaires entre les différents pesticides ? L'étude pilote suggère que même les insecticides ayant beaucoup de propriétés en commun peuvent avoir un impact différent sur les organismes non-cibles. Cela signifie que l'argument selon lequel il faut donner des conseils pour l'utilisation d'insecticides spécifiques dans les circonstances spéciales, sur la base d'une bonne connaissance de leurs effets secondaires, n'est qu'une affirmation sans fondement uniquement destinée à s'attirer des partisans de ce type d'études. A cet égard, il faut noter également qu'en matière de comparaison de pesticides, des essais standard en laboratoire ne suffisent pas. Le fénitrothion et le chlorpyrifos sont considérés comme nocifs pour les parasitoïdes et le diflubenzuron comme inoffensif, ce, à la suite d'essais en laboratoire ou de terrain suivant les méthodes préconisées par l'OILB (Hassan et al., 1987, 1988, Peter et David, 1988). Il ressort de la présente étude sur le terrain que l'IGR n'est pas inoffensif et que le chlorpyrifos ne semble pas avoir la moindre influence sur la famille des Ichneumonidae.

La deuxième question à laquelle il faut répondre, c'est de savoir quel impact la lutte antiacridienne a sur le fonctionnement du système (agricole) étudié. Deux choses nous viennent aussitôt à l'esprit après l'examen des résultats de l'étude pilote. Ce sont : d'une part, la relation entre les prédateurs des oothèques (Tenebrionidae) et la mortalité naturelle des oeufs de sauteriaux et, d'autre part, la relation entre les parasitoïdes (Braconidae et Ichneumonidae) et les Lepidoptera nuisibles qui infestent les céréales.

Une troisième question qui appelle des études approfondies, c'est

l'influence de la taille des blocs traités sur la capacité reproductive des arthropodes auxiliaires dans les écosystèmes sahéliens. Ces investigations ne peuvent se faire que dans le cadre d'expérimentations bien contrôlées dans lesquelles on utilisera des blocs traités de taille différente et des pièges constitués de grillages denses pour suivre et éventuellement modérer l'effet de la diffusion et de la reproduction sur la récupération. Cela nous permettra de formuler des recommandations sur les tailles maximum des blocs à traiter en veillant à éviter une perturbation à long terme des populations d'arthropodes auxiliaires.

Les deux méthodes d'évaluation, que sont d'une part le contrôle (général) superficiel après traitement et, d'autre part l'analyse de l'impact des pesticides dans les conditions spécifiques contrôlées, peuvent être mises au point simultanément. Elles sont d'ailleurs appelées à se chevaucher (ex : mortalité naturelle au niveau des oothèques).

Conclusion

Des trois insecticides étudiés, le fénitrothion s'est révélé le plus nocif pour les arthropodes non-cibles. Appliqué aux doses préconisées pour la lutte contre le criquet pèlerin, le chlorpyrifos n'a eu qu'un impact limité sur les arthropodes non-cibles sélectionnées, alors que le fénitrothion en a détruit beaucoup et sur de longues périodes. A dose double, le fénitrothion, tout en n'affectant pas plus d'espèces que le chlorpyrifos, a provoqué une plus lente récupération chez les arthropodes affectés. Les effets du diflubenzuron se sont surtout limités aux Braconidae et aux guêpes Ichneumonidae et ce pour les deux types de dosage. Tous les insectes étudiés ont réduit, pendant une longue période, au moins une espèce ayant une importance écologique, ce qui pourrait gêner la régulation de certains ravageurs des cultures.

Il faut ajouter que, du fait du schéma de l'étude, ces conclusions ne valent que pour la présente étude. Elles ont besoin d'être confirmées par d'autres situations pour servir de base d'extrapolation.

Remerciements

Je suis infiniment redevable à Ousmane Diop, Pape Mbodj, Moustapha Kamara, Hamidou Diakhaté et Abdu Diaw pour le travail précieux qu'ils ont abattu sur le terrain et pour leur rôle non moins important dans le tri et l'identification des échantillons. Doudou Mbodj, ADRAO Fanay, nous a prêté son concours pour l'identification des Coleoptera. Je tiens à remercier Ousmane Kamara, du Laboratoire d'entomologie de la DVP à Nioro du Rip, pour les éléments importants qu'il m'a fourni concernant les ennemis naturels des insectes au Sénégal.

Je suis également infiniment redevable à Cees van Achtenberg, du Musée national d'Histoire naturelle de Leyden, pour l'identification des principaux Braconidae. Rob Zwart, du Département d'entomologie de l'Université Agronomique de Wageningen, a eu la gentillesse d'identifier pour moi les principaux Ichneumonidae. Mes remerciements vont aussi à Ben Brugge et Wim Hogenes, de l'Institut de zoologie taxonomique de l'Université d'Amsterdam, pour leur hospitalité généreuse et leur aide dans l'identification d'espèces. Madame Tinka Murk a eu la gentillesse de mettre à notre disposition une partie de son laboratoire au Département de toxicologie de l'Université Agronomique de Wageningen. Enfin, les discussions fructueuses que j'ai eues avec Phil Symmons (FAO/Centre d'urgence pour les opérations antiacridiennes) et William Settle (Département de zoologie, Université de Washington) sur différents aspects de cette étude m'ont permis de la mener à bien.

Références

- Ansley CF and Kohn R. 1983. Exact likelihood of vector autoregressive-moving average process with missing or aggregated data. *Biometrika* 70(1):275-278.
- Balk F and Koeman JH (1984) Future hazards of pesticide use. With special reference to West-Africa and South-East Asia. IUCN Commission on Ecology Papers No. 6. *The Environmentalist* 4, supplement No. 6:1-100.
- Betbeder-Matibet M. 1989. Biological control of sorghum stem borers. Proceedings of the International Workshop on Sorghum Stemborers. 17-20 Nov 1987, ICRISAT Center (International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics), Patancheru, India. p 89-93.
- Bhatnagar VS. 1987. Rapport de synthèse (1981-1986) et recommandations, Sous-Programme Lutte Biologique. Projet CILSS de Lutte Intégrée au Sénégal. FAO Rapport Technique GCP/RAF/128/CLS. Rome. pp. 166.
- Bohart RM and Mencke AS. 1976. Sphecid wasps of the world. a generic revision. Univ. California Press Berkeley. pp ix+695.
- Borror DJ, DeLong DM & Triplehorn CA (1980) An introduction to the study of insects. IV Ed. New York 852pp.
- Britton EB, Brown WL, Calaby JH et al. 1970. The insects of Australia. A textbook for students and research workers. The Division of Entomology, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization. Melbourne University Press. Carlton. pp xiii+1029

- Broadbent AB and Pree DJ. 1984. Effects of diflubenzuron and BAY SIR 8514 on beneficial insects associated with peach. *Environ. Entomol.* 13(1):133-136.
- Cheke RA, Fishpool LDC and Forrest GA (1980) *Oedaleus senegalensis* (Krauss) (Orthoptera: Acrididae: Oediponinae): an account of the 1977 outbreak in West Africa and notes on eclosion under laboratory conditions. *Acrida* 9:107-132.
- Crane E and Walker P. 1983. The impact of pest management on bees and pollination. Tropical Development Research Institute. London.
- Dynamac Corporation. 1988a. Results of the Mali pesticide testing trials against Senegalese Grasshopper, final technical report. Study by Dynamac Corporation, Rockville MD and Consortium for International Crop Protection, College Park MD for US Agency for International Development.
- Dynamac Corporation. 1988b. Results of the locust pesticide testing trials in Sudan, technical report. Study by Dynamac Corporation, Rockville MD and Consortium for International Crop Protection, College Park MD for US Agency for International Development.
- Emmet BJ and Archer BM. 1980. The toxicity of diflubenzuron to honey bee (*Apis mellifera* L.) colonies in apple orchards. *Pl. Path.* 29:177-183.
- Everts JW and Koeman JH. 1987. The ecological impact of insecticides in connection to the control of tsetse flies in Africa: a review. In Cavalloro R (ed). *Integrated tsetse fly control: methods and strategies*: 49-56. Rotterdam.
- Everts JW, Aukema B, Hengeveld R, Koeman JH. 1989. Side effects on ground-dwelling arthropods in arable ecosystems. *Env. Poll.* 59:203-225
- Farrow RA. 1975 The African Migratory Locust in its main outbreak area of the middle Niger: Quantitative studies of solitary populations in relation to environmental factors. *Locusta* 11:1-198.
- Gahukar RT. 1988. Problems and perspectives of pest management in the Sahel: a case study of pearl millet. *Tropical Pest Management* 34(1):35-38.
- Gahukar RT. 1989. Insect pests of millet and their management: a review. *Tropical Pest Management* 35(4):382-391.
- Gahukar RT, Guevremont H, Bhatnagar VS, Doumbia YO, Ndoye M and Pierrard G. 1986. A review of the pest status of the millet spike worm, *Rhaguva albipunctella* De Joannis (Noctuidae:Lepidoptera) and its management in the Sahel. *Insect Sci. Applic.* 7(4):457-463.
- Gauld ID. 1980. Notes on an economically important species of *Temelucha* Foerster (Hymenoptera:Ichneumonidae) and a preliminary key to australian species. *Bull. ent. Res.* 70:43-47.

- Greathead DJ. 1963. A review of the insect enemies of acridoidae (orthoptera). Trans. R. Ent. Soc. Lond. 114(14):437-517
- Greathead DJ. 1966. A brief survey of the effects of biotic factors on populations of the Desert Locust. J. appl. Ecol. 3:239-250.
- Green RH. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley and Sons. New York. pp xi+257.
- Hassan SA, Bigler F, Blaisinger P *et al.* 1985. Standard methods to test the side-effects of pesticides on natural enemies of insects and mites developed by the IOBC/WPRS Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". EPPO Bulletin 15:214-255.
- Hassan SA, Albert R, Bigler F *et al.* (1987) Results of the third joint pesticide testing programme by the IOBC/WPRS Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". J. Appl. Ent. 103:92-107.
- Hassan SA, Bigler F, Bogenschutz H *et al.* (1988) Results of the fourth joint pesticide testing programme carried out by the IOBC/WPRS Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms" J. Appl. Ent. 105:321-329.
- Huddleston T and Walker AK. 1988. *Cardiochiles* (Hymenoptera: Braconidae), a parasitoid of lepidopterous larvae, in the Sahel of Africa, with a review of the biology and host relationships of the genus. Bull. ent. Res. 78:435-461.
- Kotz S. *et al.* 1983. Encyclopedia of statistical sciences. Vol. 4. John Wiley and Sons. New York.
- Krantz J, Schmutterer H, and Koch W. 1977. Diseases, pests and weeds in tropical crops. Paul Parey Verlag. Berlin. pp xiv+666.
- Kusigemati K. 1985. Descriptions of two new ichneumonid wasps (Hymenoptera) parasitic on *Etiella* spp. (Lepidoptera:Pyralidae) from Indonesia. KONTYU 53(1):75-80.
- McGregor SE. 1976. Insect pollination of cultivated crop plants. Agriculture Handbook N0. 496. USDA. Washington D.C.
- Mitchell ER, Waddill VH and Ashley TR. 1984. Population dynamics of the fall armyworm (Lepidoptera:Noctuidae) and its larval parasites on whorl stage corn in pheromone-permeated field environments. Environ. Entomol. 13(6):1618-1623.
- Müller P. 1988. Ökotoxikologische Wirkungen von Chlorierten Kohlwasserstoffen, Phosphorsäureestern, Carbamaten und Pyrethroiden im Nordöstlichen Sudan. Institut für Biogeographie der Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- Ndoye M and Gahukar R. 1987. Les insectes ravageurs du mil en Afrique de l'Ouest et les moyens de lutte. Proc. Intern. Pearl Millet Workshop, 7-11 April 1986, ICRISAT. p 183-194.

- Nwanze KF. 1989. Insect pests of pearl millet in Sahelian West Africa. I. *Acigona ignefusalis* (Pyralidae:Lepidoptera): distribution, population dynamics and assessment of crop damage. *Tropical Pest Management* 35(2):137-142.
- Ottesen P. 1987. The mortality of *Oedaleus senegalensis* (Orthoptera) and other invertebrates in Mali using reduced dosages of fenitrothion. Dept. of Zoology, University of Oslo. Draft October 1987.
- Ottesen P, Fosslund S, Johannessen B and Simonsen JH. 1989. Reduced rates of fenitrothion: the effect on *Oedaleus senegalensis* (Orthoptera) and non-target arthropods in Mali, West Africa. Report to the Royal Norwegian Ministry for Development Cooperation. Oslo.
- Peter C and David BV. 1988. Comparative toxicity of some insecticides to *Apanteles taragamae* (Hymenoptera: Braconidae). *Tropical Pest Management* 34(4):402-403.
- Pinto LJ, Mann JB and Bottrell DG. 1988. Analysis of aerial application of fenitrothion ULV for locust control in Sudan. Environmental assessment. Sudan multi-donor locust/grasshopper control program. Study by Consortium for International Crop Protection, College Park MD for Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Pree DJ. 1979. Toxicity of Phosmet, Azinphosmethyl and permethrin to the oriental fruit moth and its parasite, *Macrocentrus ancylivorus*. *Environ. Entomol.* 8(5):969-972.
- Prior C and Greathead DJ. 1989. Biological control of locusts: the potential for the exploitation of pathogens. *FAO Plant Prot. Bull.* 37(1):37-48.
- Popov GB. 1959. Ecological studies on oviposition by *Locusta migratoria migratoroides* (R.&F.) in its outbreak area in the French Sudan. *Locusta* 6:1-63.
- Popov GB. 1980. Studies on oviposition, egg development and mortality in *Oedaleus senegalensis* (Krauss), (Orthoptera, Acridoidea) in the Sahel. Centre for Overseas Pest Research, London, United Kingdom. pp 48.
- Popov GB. 1988. Sahelian grasshoppers. Overseas Development Natural Resources Institute Bulletin No 5. pp. vi+87.
- SNPV Service National de la Protection des Végétaux. 1990. Rapport de Prospection des oothèques de Sautériaux. Ministère de l'Agriculture. Bamako. Mali.
- Sokal RR. and Rohlf FJ. 1981. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* second edition. Freeman and Co. New York. pp xviii+859.
- Stevenson JH. 1978. The acute toxicity of unformulated pesticides to worker honey bees (*Apis mellifera* L.). *Pl. Path.* 27:38-40.
- Stewart-Oaten A, Murdoch WW and Parker KR. 1986. Environmental impact assesment: "pseudoreplication " in time?. *Ecology* 67(4):929-940.

- Stortenbeker CW. 1967. Observations on the population dynamics of the Red Locust, *Nomadacris septemfasciata* (Serville), in its outbreak areas. Agricultural Research Reports 694. Institute for Biological Field Research, Arnhem, The Netherlands. pp 118.
- van Achterberg C. 1976. A preliminary key to the subfamilies of the braconidae (hymenoptera). Tijdschrift voor Entomologie 119(3):33-78.
- van der Valk HCHG and Koeman JH. 1988. Ecological impact of pesticide use in developing countries. Netherlands' IRPTC-IPCS Committee. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. The Hague. pp. 102
- van der Voet H. 1987. Het bepalen van behandelingseffecten op grond van korte tijdreeksen. (assessing treatment effects on the basis of short time-series) TNO Institute for Applied Informatics. Wageningen. The Netherlands. Internal Document ITI B30. pp 40. (in Dutch).
- Winnie WV and Chiang HC. 1982. Seasonal history of *Macrocentrus grandii* (Hym.:Braconidae) and *Eriborus terebrans* (Hym.:Ichneumonidae), two parasitoids of the european corn borer, *Ostrinia nubilalis* (Lep.:Pyralidae). Entomophaga 27(2):183-188.

Introduction

Les araignées épigées, bien qu'elles ne soient pas de grands ravageurs de grands Orthoptera, sont des indicateurs importants de la faune des arthropodes ravageurs épigés en ce qui concerne les effets secondaires des pesticides (Everts et al., 1989 ; Everts, 1990). Ce groupe d'araignées constitue un outil de témoignage intéressant et ce, pour les raisons suivantes :

- 1°) Elles sont sensibles à un grand nombre d'insecticides Sunderland, 1987 ; Everts et al., 1983, 1989) ;
- 2°) Elles sont faciles à capturer, à manipuler et sont généralement abondantes ;
- 3°) On différencie facilement les différentes espèces et des ouvrages de références sont disponibles dans plusieurs régions de l'Afrique de l'Ouest.

Le matériel et les méthodes

Pour les besoins de l'étude, nous avons identifié toutes les araignées épigées à partir de sujets capturés dans les pièges enterrés installés dans le cadre du programme des invertébrés terrestres (Chapitre IX).

Le matériel a été identifié et mis dans de l'alcool, sans préparation supplémentaire. (Après identification, le matériel a été stocké et il sera disponible au Musée de Tervuren. Une collection de référence sera conservée au Sénégal. Nous l'avons réparti en fonction de l'espèce, du sexe (chez les adultes) et nous avons mis ensemble les jeunes sujets.

Certaines espèces ont été identifiées par leur nom, les autres ont été codées et seront traitées (c'est-à-dire identifiées par les spécialistes des familles concernées) en temps opportun. Les codes ont été utilisés pour l'analyse d'éventuels effets secondaires.

¹ Dr. R.C. Joqué, spécialiste des Arachnidae, Chef de la Section des invertébrés au Musée pour l'Afrique Central, Tervuren, Belgique.

Les prises ont d'abord été analysées au niveau de l'espèce. Pour le traitement, on a groupé les espèces par famille. Les prises d'une même semaine ont, dans certains cas, été groupées pendant de plus longues périodes. En les groupant par semaine, la méthode BACI d'analyse statistique n'est plus applicable. Etant donné qu'il n'y a pas eu de répétition dans l'espace, ces cas ont simplement laissé entrevoir des indications d'effet.

Les prises hebdomadaires ont été traitées comme suit : les nombres ont été transformés en $10 \log$ et exprimé en termes de nombre par piège par jour de piégeage. Ces nombres ont été comparés avec les mêmes séries de la zone de témoin (Bloc C) puis une comparaison a été faite entre les blocs traités à différentes doses du même composé. La troisième étape a consisté en une comparaison du nombre d'espèces par piège, groupé sur deux périodes : avant et après le traitement. On a essayé de déterminer des effets possibles sur la structure de population des araignées présentes dans le bloc traité au diflubenzuron en comparant la proportion de jeunes sujets et d'adultes au témoin.

Résultats

Le nombre d'araignées par famille figurent à l'Annexe X.1. Au total, on a trouvé 2761 spécimens divisés en 60 espèces et 8 familles. Etant donné que peu d'espèces ont été identifiées par leur nom, nous les avons désigné par leur nom de code (les données sont disponibles au Musée pour l'Afrique Centrale, Tervuren, pour traitement complémentaire).

La famille la plus abondante a été celle des Lycosidae. Ils ont été plutôt irréguliers en nombre. La Figure X.A indique les coefficients donnés aux nombres des blocs traités à dose unique et à double dose. Nous avons observé une légère tendance à une réaction en fonction de la dose de fénitrothion et de chlorpyriphos. Par contre, lorsque les espèces étaient abondantes (Fig X.2), nous avons observé très nettement l'effet produit par les deux produits. Aucune indication d'un effet du diflubenzuron.

La famille qui, au plan numérique, occupe le deuxième rang est celle des Salticidae (Tableau X.2). Dans la Figure X.3 sont indiqués les blocs traités au chlorpyriphos à double dose ; les effets sont très apparents et cela se confirme lorsqu'on divise les nombres du bloc traité à double dose par ceux du bloc traité à dose unique (Fig. X.4) (la différence de $p < 0,05$ est significative du point de vue statistique). Ni le fénitrothion, ni le diflubenzuron n'ont démontré des effets sur les Salticidae.

La troisième famille (au plan numérique) est celle des Gnaphosidae (Tableau X.3). Aucune indication d'effet produit par le fénitrothion ou par le chlorpyriphos. On constate cependant un effet léger, à retardement (puisque'il s'est manifesté quatre

semaines après le traitement) à la suite du traitement au diflubenzuron ($p < 0,05$).

Aucune famille n'a laissé paraître des effets du diflubenzuron sur la structure de la population.

Discussion

Dans la présente étude, une distinction est faite entre la signification statistique et la signification biologique. Etant donné la variabilité apparente de la situation non perturbée, tous les effets significatifs au plan statistique ne sont pas considérés comme importants au plan biologique. D'autre part, une indication claire mais non vérifiable en termes statistiques d'un effet (ex : l'effet sur l'abondance des espèces chez les Lycosidae) est sérieusement prise en compte.

Les effets toxiques (sur les araignées épigées) observées dans ce test clarifient l'invulnérabilité relative des araignées face aux trois pesticides utilisés. Notre observation du fénithrotion confirme la conclusion à laquelle Ottesen (1987) est arrivé en ce qui concerne les effets sur les araignées en tant que groupe. Aucune des espèces que nous avons identifiées n'a été complètement éliminée à la suite de traitements, même à des doses doubles extrêmement fortes. Les Lycosidae et les Salticidae, qui laissent voir des effets, surtout lorsque la dose de pesticide est doublée, ont eu tendance à se reconstituer au cours de la dernière semaine d'observation. Malheureusement, l'effet du diflubenzuron à double dose sur les Gnaphosidae n'a pu être évalué jusqu'à la récupération parce que la fin de la campagne agricole est arrivée entre-temps.

De tous les pesticides utilisés, le chlorpyrifos est celui qui a le plus démontré des effets toxiques sur les Lycosidae (abondance des espèces) et les Salticidae. Le diflubenzuron s'est révélé le moins nocif.

Conclusions

1. Les araignées épigées ne sont pas sérieusement affectées par le fénithrotion, le chlorpyrifos ou le diflubenzuron.
2. De ces trois pesticides, le chlorpyrifos s'est révélé le plus nocif et le diflubenzuron le moins nocif.

References

Everts JW (1983) Animal indicators for side-effects of chemical vector control. Environ Monitor Assess 3:229-236

Everts JW, B Aukema, R Hengeveld and JH Koeman (1989) Side-effects on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. Env Poll 59:203

Sunderland KD (1987) Spiders and cereal aphids in Europe. Bull IOBC/WPRS X:82-102

Everts JW, van Frankenhuyzen K, Román B and Koeman JH (1983) Side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat (Africa). Arch Environ Contam Toxicol 12:91-97

Figure X.1: Nombre de Lycosidae des terrains traités aux doubles doses, divisé par le nombre des terrains traités à dose unique.

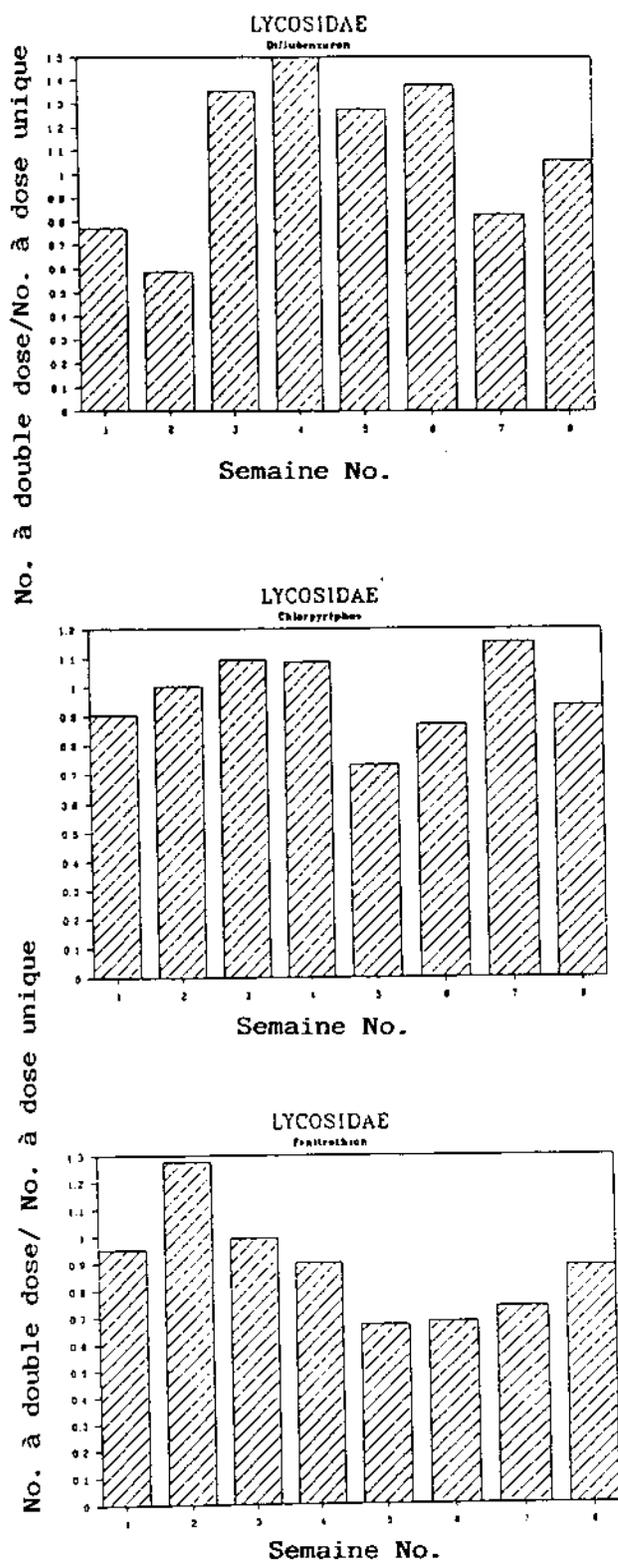
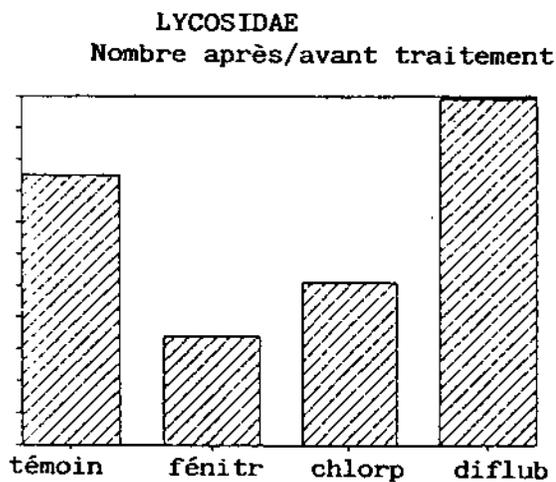
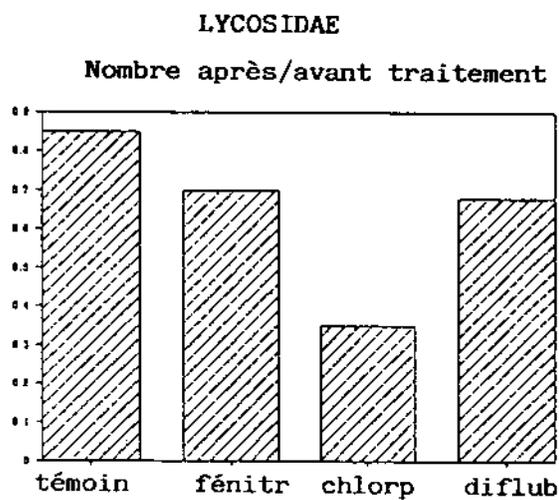


Figure X.2: Nombre de Lycosidae par piège après traitement, divisé par le nombre de Lycosidae avant traitement.



Traitement: double dose



Traitement: dose unique

Figure X.3:

Nombre de Salticidae de la zone traitée au chlorpyrifos à double dose, divisé par le nombre de la zone témoin.

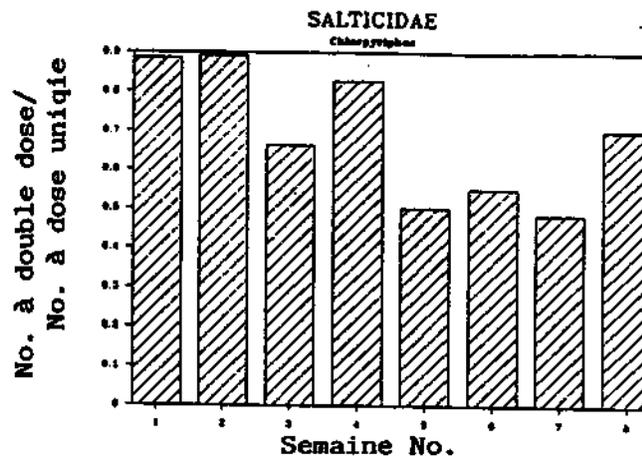


Figure X.4:

Nombre de Salticidae de la zone traitée au chlorpyrifos à double dose, divisé par le nombre de la zone traitée à dose unique.

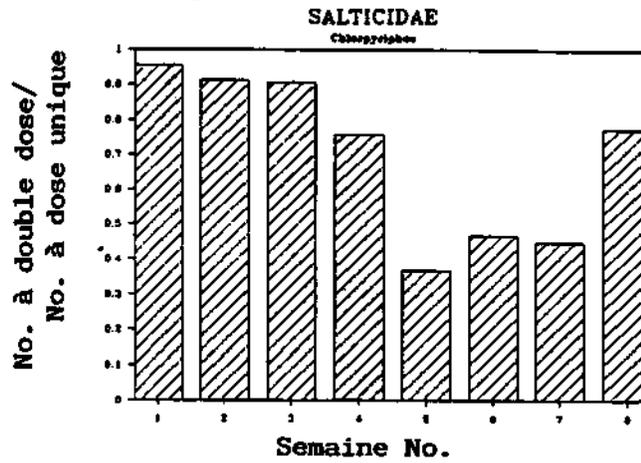
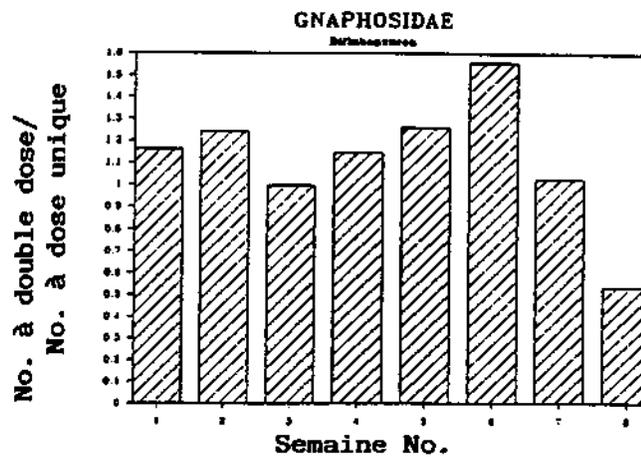


Figure X.5:

Nombre de Gnāphosidae de la zone traitée au diflubenzuron à double dose, divisé par le nombre de la zone traitée à dose unique.



Introduction

Les termites, bien que très connus pour leur rôle primordiale dans les écosystèmes terrestres tropicaux, n'ont été le sujet d'aucune étude écotoxicologique dont les résultats ont atteints la littérature scientifique internationale. Ceci est surprenant surtout compte tenu non seulement de leur importance écologique mais aussi de leur exposition élevée aux produits chimiques appliqués superficiellement, comme le sont presque tous les pesticides utilisés dans des grandes campagnes anti-vectorielles et anti-ravageurs aux pays tropicaux.

Dans la présente étude nous avons tentés d'obtenir des indications pour un effet néfaste possible des pesticides utilisés dans les programmes antiacridiens sur ce groupe, ceci pour identifier la nécessité d'une étude plus approfondie et à long terme.

Cette étude n'étant pas prévue dans la programmation générale, est d'une nature très limitée en ce qui concerne l'ampleur de la superficie étudiée aussi bien que la durée des observations. Malgré ces limitations nous croyons que les résultats (très incomplets) sont indicatifs pour des effets écotoxicologiques très importants et, généralement, trop négligés.

Nous avons profité de nos activités consacrées initialement aux termites, pour faire des observations sur les activités superficielles des fourmis, ceci comme suite aux études sur la faune entomologique terrestre (Chapitre IX).

Matériel et Méthodes

L'objectif de cet étude était de se rendre compte de l'état des populations de termites et de fourmis de trois blocs de référence:

- bloc B : traité au fénitrothion à 825 g ma/ha
- bloc C : bloc témoin non traité
- bloc F : traité au diflubenzuron à 82.8 g ma/ha

Les termitières épigées des blocs d'étude sont mortes et suite aux rigueurs climatiques les populations des termites hypogées semblent avoir opéré de profondes migrations comme certaines études l'ont déjà montré (Lepage 1974)

Notre méthode a consisté à recenser l'activité de récolte, d'une part en strate herbacée (présence de placages humidifiées) et d'autre part sur les tiges sèches de canne à sucre imbibées d'eau et enfouillies à 50 cm dans le sol. Cette technique de piégeage permet une étude indirecte des populations de termites (Gueye 1987).

L'étude fut exécutée pendant la quatrième semaine après traitement.

Strate Herbacée

Dans chaque bloc une corde de 100m est tendue sur trois zones choisies au hasard et à chaque mètre on note la présence ou l'absence de placages afin de déterminer la fréquence de récolte des termites. En détruisant certaines parties des placages on prélève certains individus qui continuent leur récolte à la faveur de la fraîcheur du matin. Pour les fourmis, leur présence est signalée par des petites monticules de terre fraîche construites sur le tapis herbacé.

Pièges à Canne à Sucre

Au niveau de chaque bloc, trois trous piégés ont été pratiqués au hasard et enfouis pendant 48 heures. Les tiges de canne (env. 30 cm de long) ont été ensuite retirées et les termites piégés sont déterminés et comptés.

Résultats

La strate herbacée

Le tableau XI.1 récapitule la fréquence de récolte en strate herbacée.

Tableau XI.1: Fréquence de récolte en strate herbacée (pourcentage de présence)

Numéro d'échantillon	Bloc F		Bloc B		Bloc C	
	Termites	Fourmis	Termites	Fourmis	Termites	Fourmis
1	26	16	11	37	30	59
2	16	35	12	30	29	54
3	41	36	11	43	40	56
Moyen	27.6	29.0*	11.3**	36.6*	33.0	56.3

* = différence de Bloc C est significative à $p < 0.05$

** = " " " " " $p < 0.01$

La différence a été testé par analyse de variance.

Par rapport à la fréquence maximale (100) les fréquences de récolte observées pour les termites et les fourmis sont relativement faibles. Ce fait est probablement lié aux conditions écologiques très rigoureuses de la zone (sécheresse accentuée, sol sableux et sec, rapide disparition du tapis herbacé). Les populations de termites sont sensibles à cet état de déficit hydrique et en général, leurs activités de récolte s'en trouvent très compromises.

Les activités de récolte trouvés dans les blocs F et C ne sont pas significativement différentes, ce qui semble montrer que le traitement au diflubenzuron a peu ou pas d'effet sur la population récoltante.

Quant au Bloc B, les résultats sont deux fois plus faibles que dans les autres blocs expérimentaux. Ce fait serait probablement lié aux effets de l'insecticide. On constate visiblement une absence de la faune du sol sur la strate herbacée. Les quelques termites actifs découverts dans ce lieu récoltaient dans des troncs de bois morts et sous des bouses de vache qui servent en même temps d'abris à cette faune (Odontotermes et Amitermes).

L'observation faite sur les fourmis indique que les populations touchées par les traitements (Chapitre IX) sont en train de se récupérer au moment de notre observation, c'est à dire, à la fin de l'hivernage.

Le piégeage

Tableau XI.2: Résultats du piégeage

Bloc	Nombre de Termites, par Piège	Espèces	Observations
B	18;46	Microtermes	Beaucoup d'ouvriers, quelques soldats
F	23;35	Microtermes	Beaucoup d'ouvriers, quelques soldats
C	35;48;65	Microtermes	Beaucoup d'ouvriers, quelques soldats
		Psammotermes	Beaucoup de soldats, très peu d'ouvriers

Les pièges installés dans les différents blocs ont attiré des termites, ce qui montre que les populations hypogées ont conservé une certaine activité. Les résultats montrent une différence entre les blocs traités et le bloc témoin. Ceci pourrait être interprété comme indication pour un effet des traitements.

Discussion et Conclusions

Toutes les conclusions tirées des résultats présentés au-dessus ne donnent que des indications sur de possibles effets toxiques, à l'absence d'une surveillance avant-traitement dans les mêmes sites.

En strate herbacée les résultats obtenus sont assez conformes aux observations générales que nous avons faites sur le terrain. Le bloc B traité au fénitrothion renferme beaucoup de cadavres d'acridiens et les insectes vivants y sont très rares, comparativement aux blocs F et C.

Les espèces hypogées trouvées dans nos pièges ne semblent pas être touchées par les deux produits.

Il serait toutefois nécessaire d'affiner d'avantage les méthodes qu'on a utilisées de façon plutôt grossière compte-tenu les contraintes du temps. De même une meilleure étude des populations hypogées pourrait fournir des données importantes, surtout en ce qui concerne la composition des peuplements.

Une étude de laboratoire nous semble nécessaire pour tester la toxicité des insecticides chez les termites.

Bibliographie

Gueye N (1987) Rôle des termites dans les plantations forestières du Cap-Vert (Mbao-Sénégal). Thèse de doctorat. Univ. Paris 6

Lepage M (1974) Les termites d'une savane sahélienne (Ferlo Septentrional, Sénégal): peuplement, populations, consommation, rôle dans l'écosystème. Thèse es-Sciences. Univ. Dijon, 344pp

James O. Keith et Wim C. Mullié

Introduction

Entre 1986 et 1988, le Sahel africain a connu le fléau du criquet pèlerin (*Schistocerca gregaria*). Les pays africains touchés ont réagi en mettant en oeuvre des programmes de lutte et de surveillance avec l'assistance des donateurs internationaux. Toute une gamme d'insecticides a été utilisée dans le cadre de ces programmes, mais peu d'entre-eux avaient auparavant été testés afin de connaître leurs effets éventuels en milieu sahélien. Deux produits communément utilisés, le fénitrothion et le chlorpyrifos, ont démontré leur efficacité en Amérique du Nord, où les zones traitées ont enregistré une forte mortalité des organismes.

Appliqué à l'habitat aquatique, le chlorpyrifos a régulièrement été cause de mortalité pour beaucoup d'invertébrés et de poissons. Par contre, quand il a été utilisé pour la lutte contre les insectes dans l'habitat terrestre, le chlorpyrifos n'a pas eu des effets sérieux sur les animaux à sang chaud (Odenkirchen et Eisler, 1988).

L'utilisation du fénitrothion dans les forêts canadiennes à raison de 300 g/ha et plus a eu des effets graves sur les passereaux (Busby et al., 1983). L'on a noté des réductions de population chez les oiseaux à des taux d'application de 140 à 280 g/ha, surtout chez les oiseaux du cime (Pearce et Peakall, 1977), les carcasses étaient récupérées en raison de 0,7 oiseaux/h après des traitements de 560 g/ha. En plus, l'abandon des nids par les moineaux à gorge blanche femelles (*Zonotrichia albicollis*) a augmenté de 12 à 58 pour-cent après deux applications de 630 g/ha (Peakall et Bart, 1983). Néanmoins, à un taux d'application de 300 g/ha en Ecosse (Spray et al., 1987) il n'y a pas eu d'effet sur les populations des oiseaux reproducteurs, sur le recensement des oiseaux avant et après la pulvérisation, ou bien sur la reproduction des mésanges noires (*Parus ater*). La mortalité et la réduction de l'abondance qui ont suivi les applications de fénitrothion à 210 à 420 g/ha dans les prairies de l'ouest des Etats-Unis dans le cadre de la lutte contre les sauteriaux (Mc Ewen, 1982), sont d'une plus grande pertinence pour les programmes de lutte antiacridienne.

Nos recherches en vue de déterminer les effets des pesticides sur les oiseaux constituent un volet d'une étude plus vaste et approfondie destinée à évaluer l'impact des applications expérimentales de fénitrothion et de chlorpyrifos sur les habitats terrestres et aquatiques dans le nord du Sénégal. Du fait qu'il était impossible de prédire où et quand les insecticides seraient appliqués, pour une lutte antiacridienne opérationnelle, on a préféré opter pour une approche expérimentale.

Ainsi, il n'y pas eu de traitements dans les zones de très forte infestation de criquets ; cependant, des populations relativement importantes de sauteriaux (surtout *Oedaleus senegalensis*) se trouvaient dans les zones traitées.

Les objectifs de l'étude sur les oiseaux étaient d'évaluer les effets du traitement sur la dynamique des populations d'oiseaux, sur les aliments mangés par les oiseaux et sur les niveaux de cholinestérase (ChE) dans les cervelles des espèces sélectionnées. Les populations d'oiseaux pourraient changer du fait de la mortalité ou des migrations hors des zones traitées, en réaction à la disponibilité alimentaire réduite. Les études sur les habitudes alimentaires permettent de comprendre les effets de la réduction de la biomasse des insectes, et les mesures de ChE, quant à elles, permettent d'évaluer l'intensité de l'exposition aux insecticides et la cause de la mort des oiseaux. En plus, on a essayé d'évaluer le taux de reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux sur les parcelles traitées.

Zone d'étude

Parcelles et traitements

Cinq parcelles expérimentales de 2x3 km, distantes d'au moins 2 km les unes des autres (Fig. X.11.1), ont été utilisées pour évaluer les effets de quatre traitements individuels sur les oiseaux. Des détails concernant la géologie, la végétation, le paysage, l'utilisation du terrain et le climat sont fournis au Chapitre premier et au Chapitre II. Les traitements évalués concernent le fénitrothion (1F et 2F) et le chlorpyrifos (1C et 2C) à double dose et à la dose préconisée pour la lutte antiacridienne et un témoin non traité (le témoin). Le Chapitre premier donne les détails sur les traitements. L'objectif premier de cette étude pilote était d'observer les effets bruts produits et les différences du niveau de l'intensité des effets associés aux différents produits chimiques et taux d'application. Il a été décidé d'utiliser nos capacités de recherche pour établir la différence entre les divers produits chimiques et les taux. A l'avenir, il sera nécessaire de faire un travail à long terme pour examiner sur une base expérimentale les plus importants des effets identifiés dans cette étude pilote.

Méthodes

Recensements des oiseaux dans les transectes

Afin d'évaluer les effets des traitements sur le nombre d'oiseaux, on a créé 6 transectes d'un kilomètre, à 250 m de distance les unes des autres, dans chacune des 5 parcelles d'expérimentation (Fig. XII.1). Le long de chaque transecte, on a marqué à la peinture blanche un arbre ou un arbuste et ce, tous les 100 mètres. Le recensement des oiseaux a été effectué dans la plupart des transectes et parcelles sur une base hebdomadaire et ce, du 24 juillet au 7 octobre (Tableau XII.1).

Figure XII.1: Schéma des parcelles d'essais.

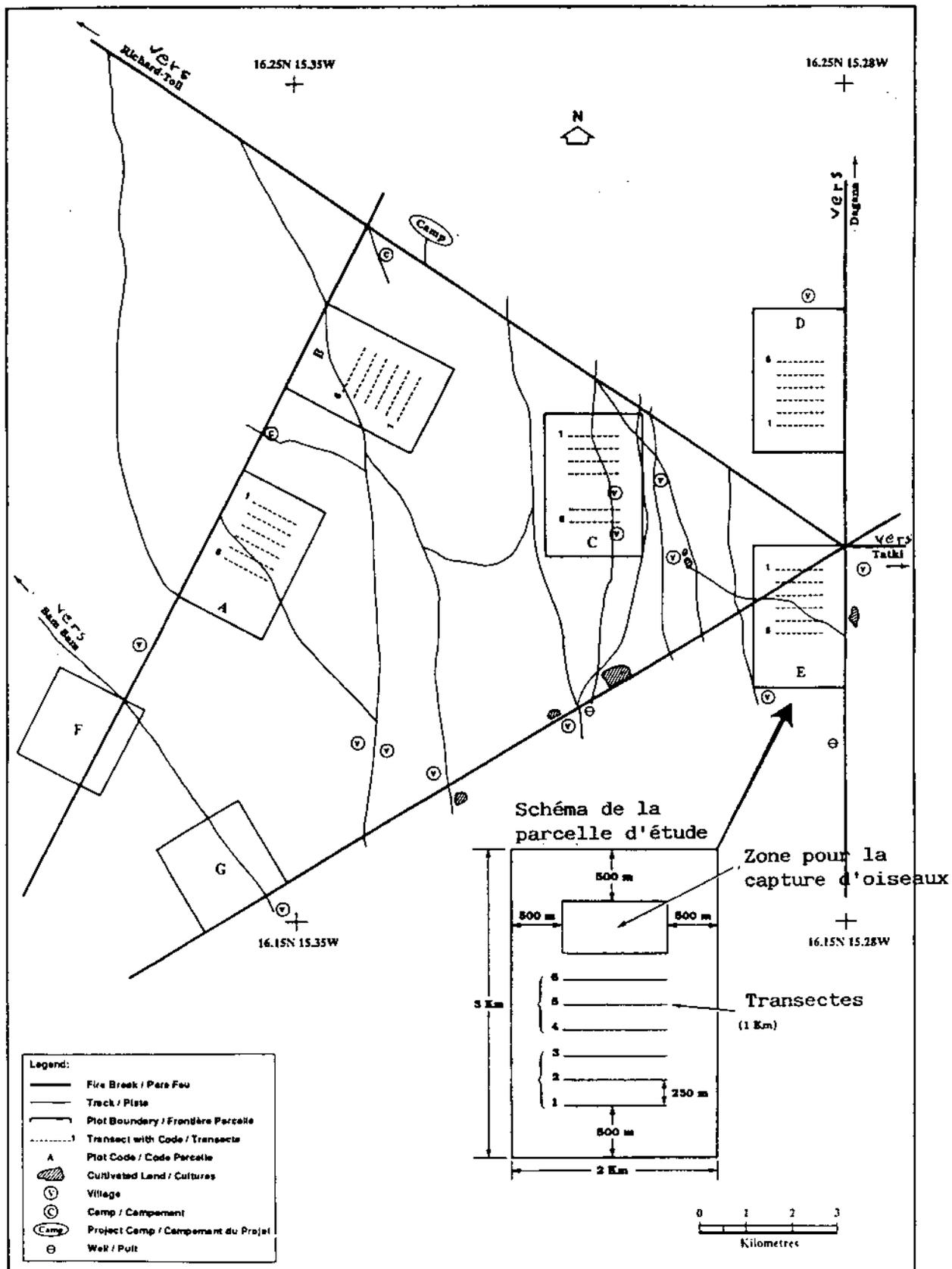


Tableau XII.1 : Calendrier de recensements

		Semaine de										
		juillet		août			septembre					
octobre												
		23	30	6	13	20	27	3	10	17	24	1
Recens.N°		1	2	3	4	5	6*	7**	8	9	10	11

_ Traitements

- * 3 transectes par parcelle
- ** 3 transectes seulement sur la parcelle C

Les parcelles ont été visitées avec la même fréquence chaque semaine. Pendant le recensement au niveau d'une parcelle, chacun des deux observateurs a dénombré les oiseaux présents dans les trois transectes. Tous les jours, le recensement commençait à 7h00 et se terminait vers 10h00. Pendant 50 minutes sur chaque transecte, les oiseaux vus ou entendus dans un rayon de 50 m étaient comptés. Un rythme constant était maintenu, car on couvrait en moyenne 100 m de transecte en 5 minutes. Nos recensements n'ont pas toujours mesuré les densités de population aviaire, puisqu'ils étaient conçus pour donner les indices d'abondance d'oiseaux. Cependant, pour plusieurs autres espèces plus grandes (ex : rolliers d'Abyssinie - *Coracias abyssinica*), la moyenne par transecte du nombre compté se rapproche des densités de 10 ha.

Les oiseaux volant au-dessus des transectes étaient comptés comme les autres, surtout les grands oiseaux tels que les rapaces qui, à l'approche de l'observateur, prenaient leur envol et s'éloignaient. Les oiseaux nocturnes et les oiseaux dissimulés n'étaient presque pas comptés, et le recensement n'a donc pas évalué les effets des traitements sur ces espèces.

Pendant que l'on établissait les blocs, on a pu voir ou entendre assez souvent les espèces communes afin de les identifier pendant les recensements futurs. Pour les autres, une reconnaissance formelle exigeait plus de temps et variait suivant l'expérience et la compétence de l'observateur. Ces problèmes n'ont pas vraiment influencé le déroulement du comptage des oiseaux communs qui ont finalement été utilisés pour évaluer les effets du traitement. Les recensements ont fourni des indices sur l'abondance des espèces, et la différence des compétences des observateurs n'était pas importante dans la mesure où la capacité de chaque observateur restait relativement constante par rapport au temps.

Recensement des oiseaux dans les dépressions

Dans chaque parcelle, on a sélectionné 3 à 5 dépressions pour évaluer l'abondance des oiseaux dans ce type d'habitat. L'on a obtenu 1 à 4 recensements de 15 minutes par dépression aussi bien avant qu'après les traitements. Un observateur circulait à travers les dépressions et, au passage, notait les oiseaux présents. Ces dénombrements ont été faits entre 10 heures et 13 heures, i.e., après le recensement dans les transectes.

Evaluation de la fonction de reproduction

Les alouettes chanteuses

Les alouettes (*Mirafra javanica*) se sont reproduites dans la zone d'étude durant la période des investigations. Les mâles, les plus communément observés, voletaient au dessus de leur territoire de reproduction et de leur nid qu'ils ont confectionnés dans les herbages. Des recherches spécifiques ont été faites afin d'accroître le nombre de nids. Parallèlement, d'autres nids étaient découverts pendant les recensements dans les transectes. Afin d'empêcher les prédateurs de découvrir les nids, nous ne nous sommes pas approchés à moins d'un mètre lors des recensements dans les transectes ; nous avons placés des piquets à proximité des nids et avons vérifiés ces derniers afin de déterminer le nombre d'oeufs, de jeunes et d'oisillons. Ces informations ont été obtenues avant les traitements des parcelles, mais on a dû suspendre les investigations car l'inspection des nids donnaient des résultats trop faibles pour permettre une évaluation des effets du traitement.

Les alectos à bec blanc

Les colonies d'alectos à bec blanc (*Bubalornis albirostris*) étaient présentes partout dans la zone d'étude, surtout sur les grands baobabs et les acacias. L'on a pu noter la situation au sein de plusieurs colonies durant le recensement des oiseaux présents dans les différentes parcelles. Les colonies étaient en pleine activité : les sujets roucoulaient ou confectionnaient des nids, couvaient ou donnaient la becquée aux oisillons. Tandis que le comportement des colonies et des oiseaux était facilement observé, les activités dans les colonies étaient enregistrées avant et après les applications d'insecticide pour évaluer les effets du traitement sur la reproduction de ces oiseaux.

Les nichoirs

Pour savoir l'importance du type de nid dans nos recherches en vue de mesurer l'impact des traitements sur les espèces nichant dans des trous (du sol), nous avons fixé 33 boîtes à des arbres disséminées sur deux parcelles. Il y en avait 15 dans la parcelle 2C le 18 août, avant l'application du chlorpyrifos et, le 20 août, on a mis les 18 boîtes restantes dans la zone témoin.

Les boîtes avaient des dimensions d'environ 20x20x30 cm avec un trou d'entrée de 5 à 6 cm de diamètre. Le couvercle de chaque boîte était détachable. Les boîtes étaient placées au moins à 100 m les unes des autres, ce qui correspondait à une densité d'environ 1 boîte par 4,5 ha.

Recherches d'oiseaux morts ou affaiblis

Les recherches

Pour mesurer toute mortalité directe due aux traitements, des recherches spécifiques de carcasses ont été organisées. Douze jeunes gens furent recrutés dans les campements et villages environnants. On escomptait que ces bergers peuhls, qui passent leur vie à conduire des troupeaux et à mener des activités d'observation dans la savane, seraient les plus aptes à trouver les oiseaux morts ou affaiblis. Chaque parcelle a été fouillée deux fois : la première fois 24 heures après le traitement et la seconde 48 heures après. Deux fouilles supplémentaires ont été effectuées sur la parcelle 2F 3 jours et 6 jours après les applications de fénitrothion. Des recherches identiques ont été faites sur la parcelle C (parcelle témoin) pendant la même période, et ce 2 jours durant. Pour ces fouilles, les 12 hommes choisis, dirigés par un assistant, ont été placés à 20 m les uns des autres sur une distance de 250 m et ont marché de front sur 2 km pendant une période de 2 à 3 h, selon la densité de la végétation. Les chercheurs ont couvert 8,3 % de la zone à l'intérieur de chaque parcelle et 1,3 à 1,9 ha/h/personne.

Efficacité des recherches de carcasses

Afin de tester l'efficacité des recherches (ou fouilles), on a, à l'insu des chercheurs, placé (par deux fois) des oiseaux morts dans une zone à fouiller. Le 7 septembre, avant les 48 h de recherche dans la parcelle 1F, 4 alouettes chanteuses, 22 alectos à bec blanc et 10 moineaux dorés (*Passer luteus*) ont été sortis de la zone. (Les carcasses utilisées étaient celles des oiseaux tués pour les mesures du ChE.) Chaque spécimen était placé dans un habitat où il aurait pu mourir. Les oiseaux étaient étiquetés pour les distinguer des oiseaux qui ont pu mourir des suites des pulvérisations, pendant les 24 h de recherche dans la parcelle 2F, 1 rollier d'Abyssinie, 1 alouette chanteuse, 58 alectos à bec blanc et 1 moineau doré étaient placés dans la zone de recherche. Après les recherches, le reste des carcasses marquées n'a pas été enlevé mais laissé pour aider à évaluer les recherches ultérieures.

L'efficacité des fouilles était nécessaire pour calculer le pourcentage de population tuée (Fite et al., 1988). Les coefficients d'efficacité séparés étaient calculés pour les petits oiseaux (poids < 30 g) et pour les grands.

Taux de disparition des carcasses

Les oiseaux morts étaient également utilisés pour déterminer le taux de disparition des carcasses due à l'activité des charognards. L'efficacité de recherche et le taux de disparition doivent être connus si l'on veut avoir une estimation fiable de la mortalité après un traitement. Le 5 septembre, 5 alectos à bec blanc et 9 moineaux dorés étaient placés à cinq endroits différents le long d'un transecte, dans la parcelle 1C, et étaient vérifiés après 24 heures et 48 heures. Le 13 septembre, 33 alectos à bec blanc étaient placés dans la parcelle 2F à 7 endroits différents le long d'une transecte et vérifiés après 24, 48 et 72 heures. Le taux de disparition était utilisé pour calculer le pourcentage de carcasses restantes ($R = 1 - \text{taux de disparition}$). Il a également été utilisé pour le calcul du pourcentage de population tuée (Fite et al., 1988).

La collecte d'échantillons pour les investigations sur les habitudes alimentaires des oiseaux et pour l'analyse des taux de cholinestérase

La collecte

Les alouettes chanteuses, les alectos à bec blanc et les moineaux dorés ont été initialement choisis pour étudier les variations des niveaux de cholinestérase (ChE) et les habitudes alimentaires à la suite des traitements. Ces espèces étaient abondantes, largement réparties, et leurs habitudes alimentaires variaient de la consommation des insectes à celle de semences.

On a trouvé que la population des moineaux dorés avaient diminué de façon très rapide après le début des pluies ; c'est pourquoi on a préféré les éliminer du lot des espèces recueillies. Comme les rolliers d'Abyssinie, les huppés fasciés (*Upupa epops*) et les pies-grièches à tête rousse (*Lanius senator*) se sont révélés sensibles aux traitements ; ils ont donc été inclus dans le stock. Les oiseaux étaient d'abord capturés à l'aide de filets japonais, ou tués à l'aide d'une carabine à air comprimé de 4,5 mm ou d'un fusil de calibre 16. Pour chaque espèce, on a essayé de collecter 10 individus dans la première et dans la troisième semaine suivant les traitements sur les parcelles.

Les oiseaux des zones non traitées étaient pris comme témoins. On a également retenu pour l'analyse des oiseaux trouvés morts ou affaiblis pendant les recherches.

Manipulation des spécimens

Les spécimens vivants ont été tués par pression thoracique et puis disséqués. Dans certains cas, des spécimens ont été congelés de 1 jour à 2 semaines avant d'être disséqués. Chaque spécimen a été numéroté et les données sur les oiseaux ont été notées dans un registre de collecte. Les corps ont été pesés à l'aide de balances à ressort (précision 0,3 %). Les masses corporelles en-dessous de 30 g ont été arrondies à la demie-

gramme supérieure et celles au dessus de 30 g à la gramme supérieure. Pendant la dissection, le sexe et l'âge des oiseaux ont été établis. La taille des gonades et d'autres informations sur les conditions de reproduction, telle que la présence d'un coin pour la couvée, ont été notées chaque fois que cela était pertinent. Dans plusieurs cas, le volume de graisses sous-cutanées était estimé à partir d'une notation de 0 (= sans graisse) à 4 (= maximum de matières grasses). Le gésier est enlevé et son contenu mis dans de l'éthanol (96 %), dans une petite fiole. Les informations sur le volume d'aliments sont notées et les gésiers vides jetés. Les cerveaux sont enlevés et placés dans des fioles de scintillation de 15 ml, étiquetées, et par la suite, mis dans de l'azote liquide jusqu'à ce qu'ils puissent être traités en laboratoire.

Des prélèvements sont catalogués et conservés comme peaux plates ou dans de l'éthanol à 96% pour être déposés au Musée d'histoire naturelle (Field Museum of Natural History -FMNH) de Chicago, Illinois aux Etats-Unis. Au musée, les identifications ont été vérifiées, les spécimens ont été classés suivant l'espèce ou la sous-espèce et les oisillons confirmés par la présence de *bursa fabricii* (S.M. Goodman, FMNH, *in lit.*).

Analyse des habitudes alimentaires

Les gésiers recueillis sont envoyés au Département de toxicologie de l'Université Agronomique de Wageningen, aux Pays-Bas. Les contenus sont identifiés à l'aide d'une loupe binoculaire de faible puissance ayant une capacité d'agrandissement de 7 à 40. Les identifications sont souvent faites au niveau des ordres. Souvent, des restes spécifiques sont utilisées pour l'identification et le dénombrement (ex : les mâchoires d'Orthoptera et les têtes de Coleoptera). Tous les restes sont comptés de même que les morceaux provenant de proies ingérées par les oiseaux. La présence de graviers est également notée.

La liste des proies et leur fréquence est dressée. Le fait d'utiliser le nombre d'aliments comme base pour déterminer les habitudes alimentaires tend à fausser les résultats, car ils sont surtout les nombreux petits éléments qui sont mis en évidence. Ce procédé s'avère satisfaisant lorsqu'on compare les différents types d'aliments ingérés avant et après les applications d'insecticides.

Analyse de cholinestérase

Dès la fin des travaux de terrain, les cerveaux sont mis en conservation dans le congélateur d'un laboratoire. Ils y resteront quelque deux mois avant d'en être retirés pour des analyses qui s'échelonnent sur 6 semaines. L'activité de ChE est déterminée par la méthode de colorimétrie de Ellman et al. (1961), telle que modifiée par Hill et Fleming (1982). Des analyses ont été faites par le Professeur Mounirou Ciss et le Docteur Boubacar Niane (Chapitre III). Les résultats sont exprimés en μ moles d'iode d'acetylthiocholine hydrolysé par

minute et par gramme (poids humide) de tissu cérébral (μ moles/mn/g).

Analyses statistiques

La conception expérimentale de cette étude n'incluait pas la répétition des traitements ; ainsi, elle n'a pas réuni les conditions théoriques permettant de tirer des conclusions générales des résultats. Néanmoins, des analyses ont été menées avec l'idée que toute différence détectée pourrait provenir soit des effets des produits chimiques, soit des variations inévitables d'une parcelle à une autre, ou de la conjugaison de ces deux facteurs.

On a analysé les données concernant le recensement des oiseaux (71 espèces choisies, 21 espèces sélectionnées et 22 espèces individuelles), en utilisant le système ANOVA à mesures répétées et à deux facteurs, avec des données mal équilibrées. Pour ces analyses, on a regroupé les oiseaux en fonction de leurs caractéristiques taxonomiques et leur mode de vie en utilisant le système ANOVA à mesures répétées et à trois facteurs, avec des données mal équilibrées. Les données étaient mal équilibrées parce que plusieurs recensements sur certaines parcelles ont été effectués par seulement un des deux observateurs.

Les différences entre les parcelles et - à l'intérieur d'une même parcelle - entre les semaines, concernant la proportion des restes de sauteriaux trouvés dans les gésiers d'espèces sélectionnées, ont été testées séparément par le système ANOVA de classification unique. La même analyse a été faite pour tester les différences de masses de corps chez les spécimens capturés entre les parcelles ou à l'intérieur des parcelles. Les moyennes ont été dégagées grâce au test à variations multiples de Duncan ("Duncan Multiple Range Test" en anglais).

Les Résultats

Entre juillet et octobre, plus de 120 espèces d'oiseaux ont été identifiées sur les dans les parcelles d'expérimentation (Annexe XII.1). Certaines identifications ont d'ailleurs été faites à titre d'essai car certains spécimens n'ont été vus que rarement, à distance, ou quand la visibilité était mauvaise. Les espèces afro-tropicales (les résidents et les migrateurs intra-africains) ont été les plus nombreuses parmi la faune avicole en juin et juillet, mais le nombre de migrateurs paléartiques a augmenté en août, septembre et octobre. On estime que les populations de certains espèces comptaient autant de résidents que de migrateurs. Parfois, on ne pouvait pas dire avec certitude si les augmentations des populations étaient le résultat de migrations locales ou si elles étaient dues à un flux de migrateurs paléartiques. Les observations faites au niveau de la parcelle témoin et d'autres zones non traitées montrent que les augmentations et les réductions normales des populations de certaines espèces n'ont aucun rapport avec les applications de pesticides.

Les recensements dans les parcelles d'expérimentation ont eu lieu pendant et après la saison des pluies (juillet-août-septembre). Certaines espèces s'étaient reproduites pendant la saison sèche (le rollier d'Abyssinie) tandis que d'autres commençaient à se reproduire avec le début des pluies (l'alouette chanteuse, l'alecto à bec blanc, le merle métallique commun (*Lamprocolius chalybaeus*), la fauvette ("Cricket Warbler" - *Prinia clamans*), les fauvettes à large queue (*Cisticola juncidis*).

Certaines espèces observées sur les parcelles témoin n'étaient pas utilisées pour l'évaluation des effets des traitements. Plusieurs espèces n'étaient pas connues pour être exposées aux insecticides et ne pouvaient donc pas être considérées comme des indices fiables des effets d'un traitement. C'était le cas de certaines espèces de grande envergure (les rapaces), des espèces migratrices (les martinets) et d'autres telles que les gangas et les espèces aquatiques survolaient les parcelles au cours de leurs migrations vers de lointaines pointes d'eau. La présence de certaines espèces est considérée comme fortuite, car elles sont peu fréquentes dans ces endroits. Les oiseaux de cette catégorie et tous les migrateurs paléarctiques, dont la plupart sont arrivés après les traitements, n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation des effets du traitement.

Les moineaux dorés étaient si nombreux que les changements au niveau de leurs s pouvaient masquer les effets sur les espèces moins abondantes si on les comptait avec les autres pendant les opérations de recensement. En conséquence, les données concernant cette espèce étaient considérées séparément. Les moineaux dorés ont été vus dans les transectes ou survolant lesdites transectes. Leur nombre a naturellement baissé au cours de l'étude (Fig. XII.2)

En éliminant les espèces ci-dessus, il reste 71 espèces (désignées par un astérisque à l'Annexe XII.1) à prendre en compte dans l'évaluation de l'application des insecticides. Des 71 espèces, 21 (désignées par deux astérisques à l'Annexe XII.1) étaient connues dans les parcelles. L'ensemble des 71 espèces, les 21 espèces, chacune des 21 espèces et les moineaux dorés (qui se trouvaient aussi dans les transectes et ceux qui les survolaient) ont été compilés pour chaque transecte. Les moyennes ainsi que les erreurs-types concernant les transectes de chaque parcelle et chaque recensement sont indiquées aux annexes 6 à 30. Afin de déterminer si les caractéristiques des 7 espèces les ont rendu plus ou moins sensibles aux traitements, on a effectué des analyses basées sur la taxonomie (2 groupes), le macro-habitat (2 groupes), les habitudes alimentaires (2 groupes) et les aliments (3 groupes) (voir Annexe XII.1).

Le nombre total d'oiseaux (la somme des 71 espèces) et le total des espèces les plus communes (les 21 espèces) a baissé après les traitements ($p < 0,01$). Le pourcentage de réduction du nombre d'oiseaux était plus élevé dans la parcelle 2F et également plus élevé dans toutes les parcelles traitées que dans la parcelle témoin (Tableau XII.2). En général, toutes les évaluations, depuis la compilation des 71 espèces (Fig. XII.3), des 21 espèces (Fig. XII.4) et l'identification de leur mode de

vie (Figs. XII.5a, 5b, 5c), jusqu'au dénombrement de plusieurs espèces individuelles telles que les alouettes chanteuses (Fig. XII.6), ont indiqué une importante diminution de la population avifaune dans la parcelle 2F.

Il y a eu d'importantes interactions ($p \leq 0,02$) entre les recensements et les parcelles pour 6 des 22 espèces analysées individuellement. L'examen des données a montré que les interactions pour les merles métalliques communs, les moineaux dorés et les petit calao à bec noir (*Tockus nasutus*) n'étaient pas liées au traitement. Des tests de séparation ont indiqué que les rolliers d'Abyssinie, les colious huppés (*Urocolius macrourus*) et les alouettes chanteuses ont réagi de la même manière aux traitements. Par rapport à la parcelle témoin, leur nombre a baissé pendant un moment après le traitement dans les parcelles 1F et 2F. A la 11ème semaine, il n'y avait plus de différences réelles entre les parcelles eu égard à la taille des populations de ces trois espèces.

Le nombre de rolliers d'Abyssinie ont augmenté pendant l'étude (Fig. XII.7), mais 3 semaines après le traitement (10ème semaine), il étaient beaucoup plus faibles que dans la parcelle témoin ($p = 0,01$). Les colious huppés ont augmenté aussi pendant les 8 premières semaines de l'étude (Fig. XII.8), surtout dans les parcelles 1C et 2C qui, à la 8ème semaine, ont vu leur nombre dépasser de loin celui de la parcelle témoin ($p = 0,01$). Par contraste, le nombre de colious dans les parcelles 1F et 2F a baissé jusqu'à zéro une semaine après les traitements. Les alouettes chanteuses étaient les plus abondantes après les moineaux dorés. Cette espèce donnait une bonne idée des effets de traitement en savane ; les oiseaux étaient abondants, largement répartis, sédentaires et construisaient leur nid dans les herbages. Après les traitements, le nombre d'alouettes avait diminué dans toutes les parcelles du fait que les oisillons et les adultes avaient probablement quitté la zone. Cependant, les baisses étaient plus importantes et se produisaient plus rapidement dans les parcelles 1F, 2F et 2C qui, la première et la deuxième semaine après le traitement, étaient moins fréquentées ($p < 0,01$) que la parcelle témoin (Fig. XII.6).

Figure XII.2 : Variations par transecte dans le nombre moyen de moineaux dorés zone survolant les transectes ou s'y posant pour se nourrir. A titre de comparaison, le nombre moyen des 71 espèces les plus communes sont également indiquées.

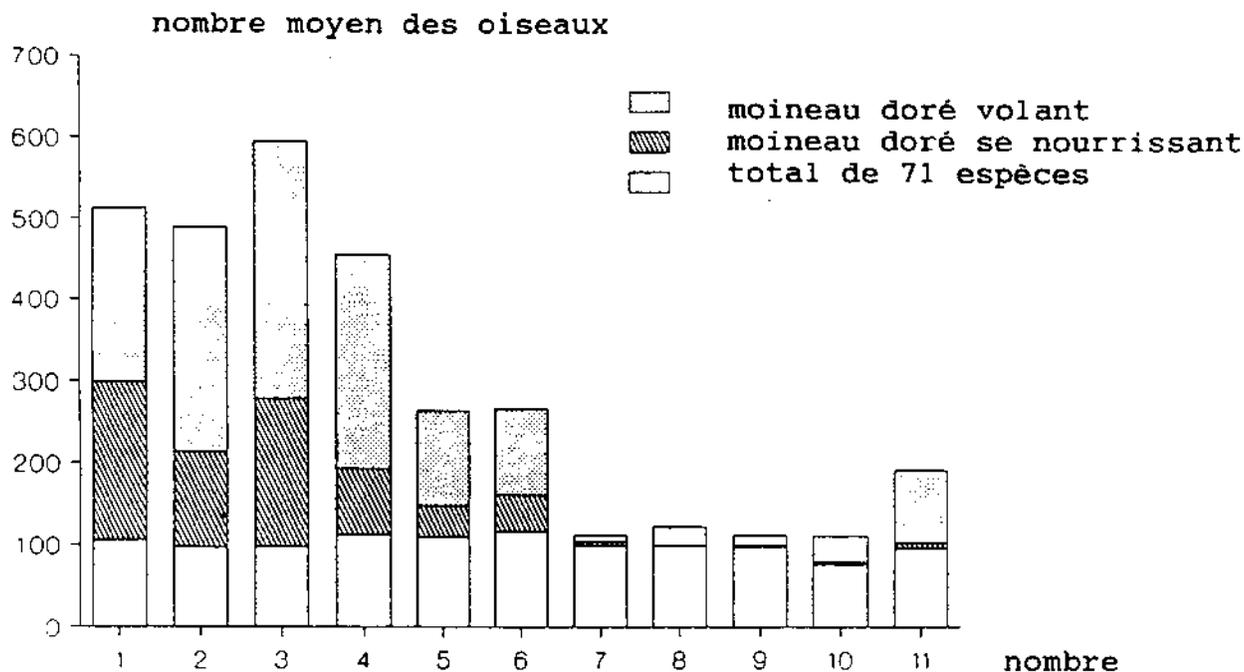


Tableau XII.2 Variation de pourcentages dans le nombre d'oiseaux d'une période à une autre dans les parcelles d'expérimentation

Comparison des données et des moyennes	PARCELLE				
	1C	2C	1F	2F	TEMOIN
<u>Total des 71 espèces</u>					
Prétraitement vs. posttraitement	-26	-28	-30	-46	-8
Recensement n° 6 vs. posttraitement	-26	-26	-42	-61	-14
<u>Total des 21 espèces</u>					
Prétraitement vs. posttraitement	-26	-28	-32	-51	-13
Recensement n° 6 vs. posttraitement	-24	-26	-46	-63	-16

Figure XII.3 : Nombre moyen/transecte des 71 espèces vues au cours de chaque recensement sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

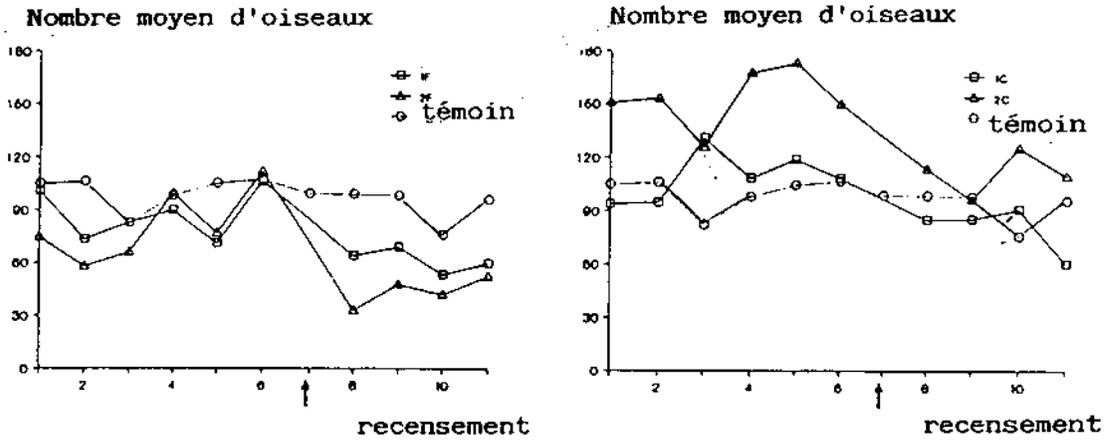
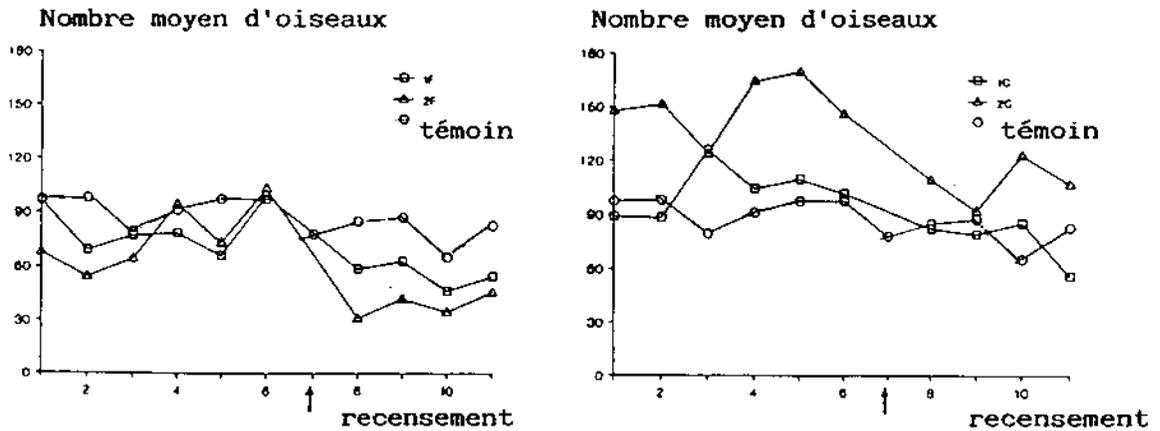


Figure XII.4: Nombre moyen/transecte des 21 espèces vues au cours de chaque recensement sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.



Figures XII.5a-c: Nombre moyen par transect des insectivores et des herbivores (A), des oiseaux vivant dans la savane et dans les dépressions (B), et des oiseaux terrestres arboricoles vus lors de chaque recensement sur les parcelles d'essais. La flèche indique le moment de traitement.

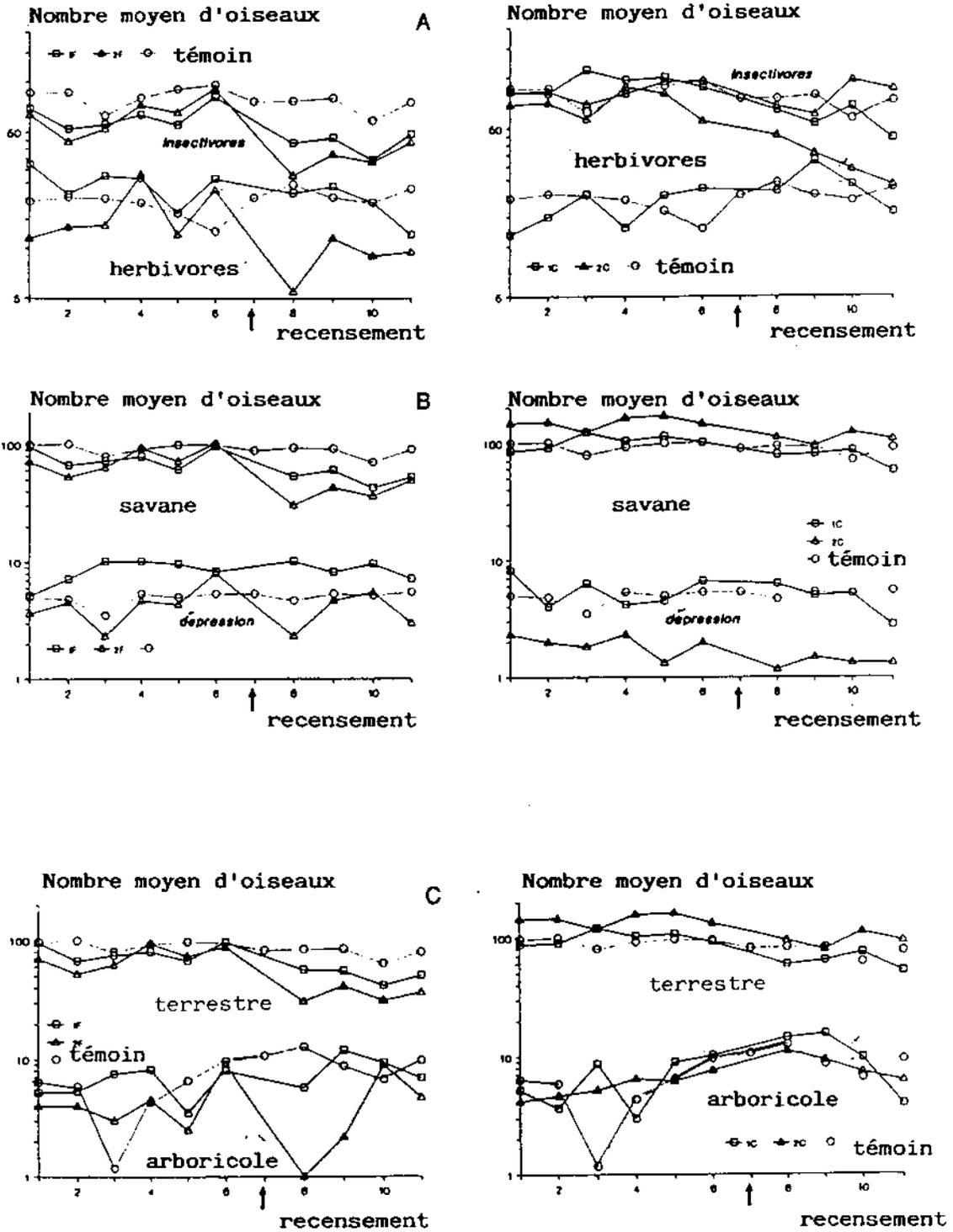


Figure XII.6: Moyenne par transecte des alouettes chanteuses, vues au cours de chaque recensement sur les parcelles d'essai. La flèche indique le moment du traitement.

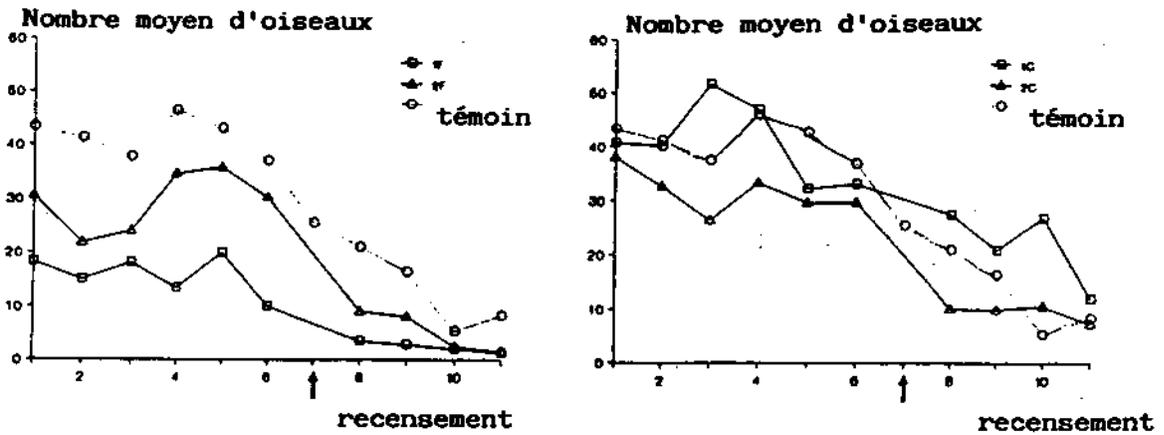


Figure XII.7: Nombre moyen de Rolliers d'Abyssinie vus au cours de chaque recensement sur les parcelles d'essai. La flèche indique le moment du traitement.

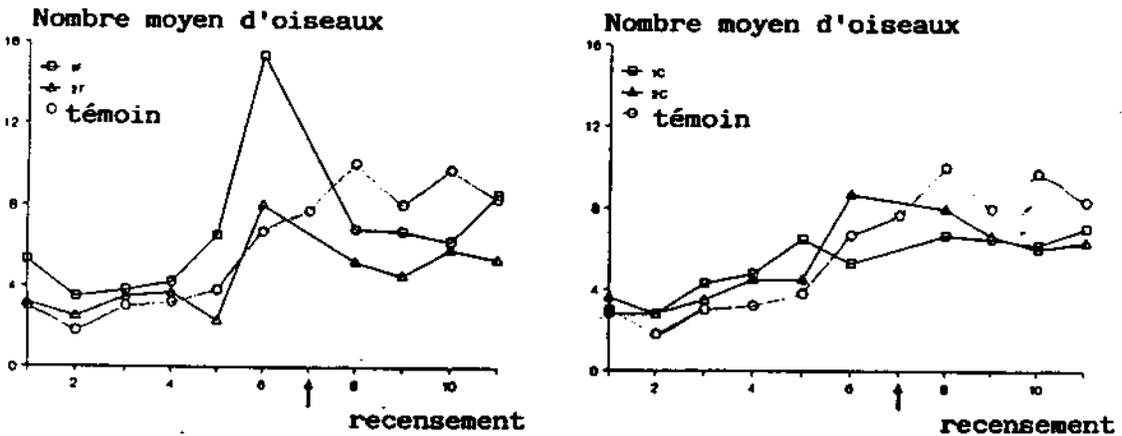


Figure XII.8: Nombre moyen par transecte de colibris huppés vus au cours de chaque recensement sur les parcelles d'essai. La flèche indique le moment du traitement.

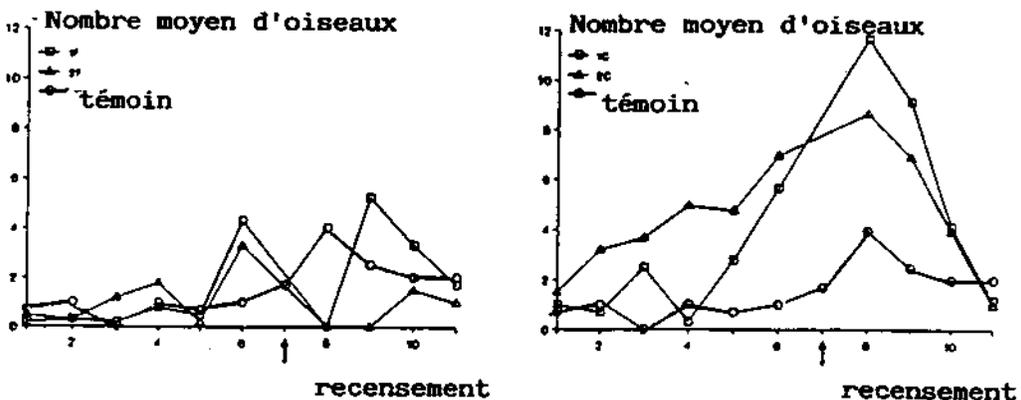
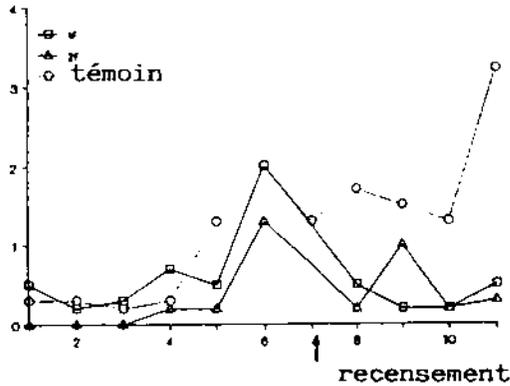
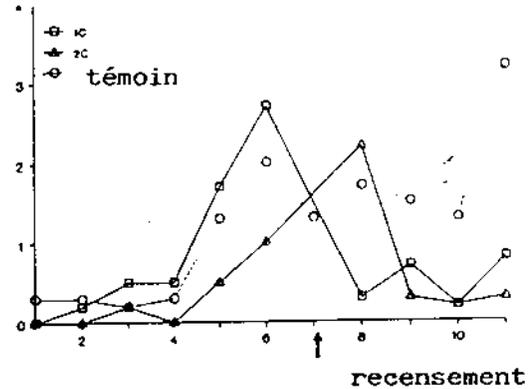


Figure XII.9: Nombre moyen/transecte de huppas fasciées observées lors de chaque recensement sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



Nombre moyen d'oiseaux



Après les traitements, on a enregistré des changements intéressants mais non révélateurs concernant le nombre de huppas fasciées et d'alectos à bec blanc sur les parcelles traitées. Le nombre de huppas fasciées a augmenté dans la zone d'étude jusqu'à l'application des insecticides. Pendant les quatre semaines qui ont suivi le traitement, le nombre d'oiseaux présents sur les parcelles traitées a diminué et a généralement été inférieure au nombre dans la parcelle témoin (Fig. XII.9). Le nombre de huppas fasciées variait fortement suivant les transectes et parcelles et ces différences n'étaient pas significatives ($p = 0,12$).

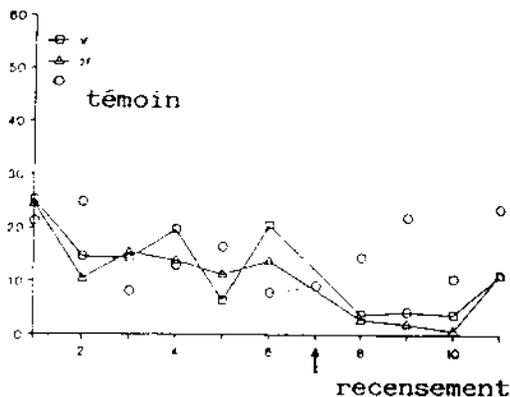
Les alectos à bec blanc étaient très grégaires et on les a souvent aperçus survolant les colonies et les zones d'alimentation qui changeaient avec le temps. Les recensements des alectos à bec blanc changeaient fréquemment et de façon irrégulière sur les transectes, selon qu'ils trouvaient leur nourriture à proximité des transectes ou que le trajet qu'ils suivaient pour aller chercher leur nourriture les amenait à survoler les transectes.

Les alectos à bec blanc ont souvent été vus en bande, suivant les déplacements terrestres des sauteriaux. Le nombre d'alectos a baissé sur les parcelles traitées immédiatement après les applications d'insecticides (Fig. XII.10). Quoique peu significatifs ($p = 0,11$), ces changements ont donné une idée assez juste des effets du traitement. Les alectos s'étaient regroupés en colonies avant les traitements. Toutes les colonies observées (3 ou 4 par parcelle), sauf une qui se trouvait sur la parcelle 2C, ont déserté les parcelles après les traitements. Les colonies de la parcelle témoin sont demeurées sur place et l'une d'entre elles est même restée jusqu'au 27 septembre.

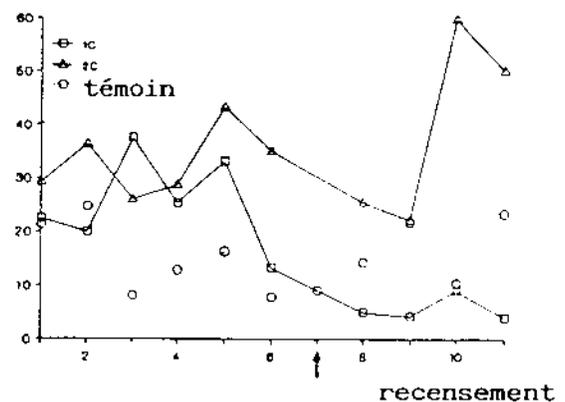
Les nombre de tourterelles n'a pas beaucoup changé sur la plupart des parcelles après les épandages d'insecticides, mais le nombre de tourterelles rieuse (*Streptopelia roseogrisea*) sur la parcelle 2C a considérablement diminué pendant la période comprise entre la 8è et la 11è semaine (Annexe XII.10). Ces baisses n'étaient pas significatives, mais pourraient être réelles puisque les observateurs ont constaté et commenté, chacun de son côté, la baisse générale du nombre de tourterelles rieuse sur la parcelle 2C. Avant les traitements, il y avait plus de tourterelles sur la parcelle 2C que partout ailleurs. Un puits situé à proximité et largement utilisé par la population locale, constituait une source sûre d'alimentation en eau pour les tourterelles. Avec l'arrivée des pluies, le problème de l'eau se posait avec moins d'acuité et la présence d'herbe dans les zones ayant reçu les premières pluies constituait peut-être une source d'aliments.

Fig XII.10 : Nombre moyen par transect d'alectos à bec blanc recensés sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



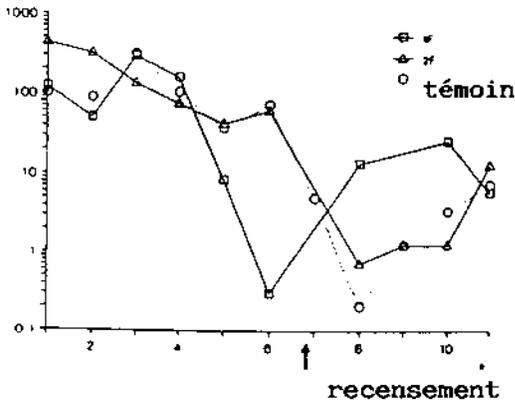
Nombre moyen d'oiseaux



Les moineaux dorés n'ont apparemment pas été affectés par les traitements : cependant, au fur et à mesure que l'étude se déroulait, leur nombre a considérablement diminué ($p = 0,01$) sur toutes les parcelles (Fig.XII.11 et 12). Ils constituaient 80 % des oiseaux observés sur la parcelle témoin lors des cinq premiers recensements, puis seulement quelques 30 % lors des 4 derniers recensements (Fig. XII.2). Cette baisse de population était liée au fait que les oiseaux se reproduisaient ailleurs dans la région et que de nouvelles graminées annuelles faisaient leur apparition dans la zone d'étude, ce qui a pu réduire leur capacité à fouiller le sol à la recherche de de graines. Le nombre de moineaux a augmenté lors des derniers recensements avec le dessèchement des graminées et l'arrivée à maturité de nouvelles graines. A ce moment, les volées étaient essentiellement composées d'oisillons.

Fig XII.11 : Nombre moyen de moineaux dorés recensés par transecte sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



Nombre moyen d'oiseaux

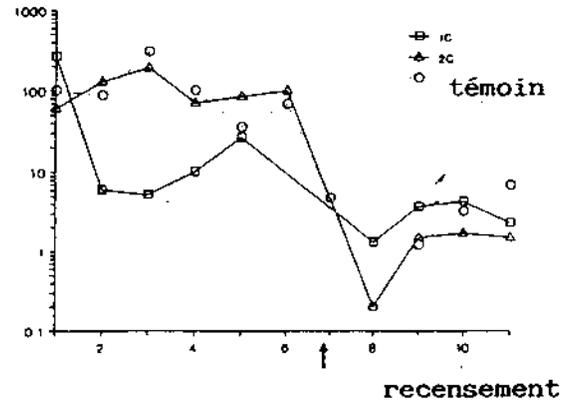
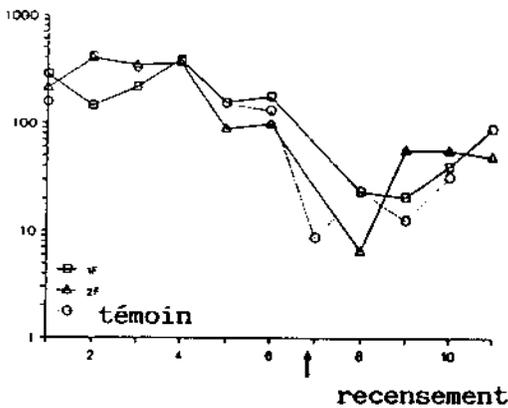
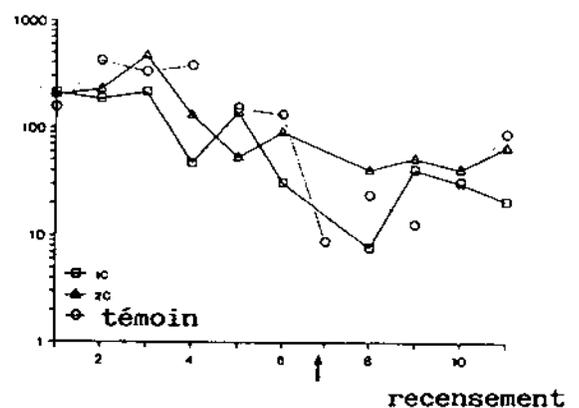


Fig XII.12 : Nombre moyen de moineaux dorés recensés par transecte alors qu'ils survolaient les parcelles expérimentales. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



Nombre moyen d'oiseaux

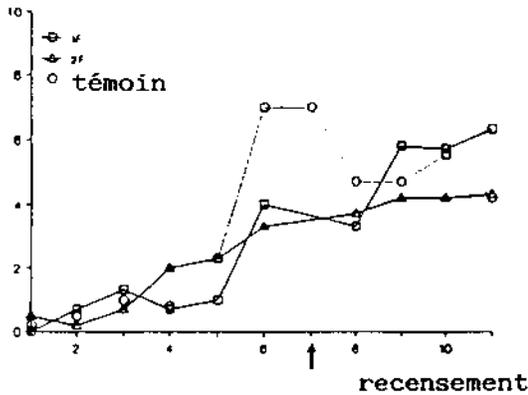


Contrairement aux moineaux dorés, les pies-grièches à tête rousse ont vu leurs populations augmenter considérablement dans les parcelles pendant la période d'étude, mais comme les moineaux, les pies-grièches n'ont apparemment pas été affectées par les traitements. La pie-grièche à tête rousse précède tous les autres migrateurs paléarctiques pendant la saison des pluies (Morel et Roux, 1966). Le nombre de pies-grièches a progressive-

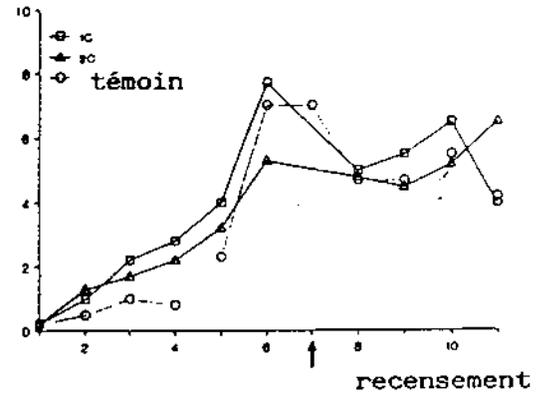
ment augmenté pendant la 6^e semaine (Fig. XII.13). Après les traitements, le nombre d'oiseaux présents sur les parcelles est resté assez stable, ce qui donne à penser qu'ils avaient déjà atteint leur densité de saison sèche. Le nombre de fauvettes (Cricket Warblers) ont également augmenté pendant l'étude et ne semblait pas avoir été affectés par les traitements (Annexe XII. 25). Ces augmentations étaient en partie dues à l'apparition de jeunes parmi des adultes, les fauvettes (Cricket Warblers) s'étant reproduites pendant la période de l'étude.

Fig XII.13 : Nombre moyen par transecte de pies-grièches à tête rousse recensés sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



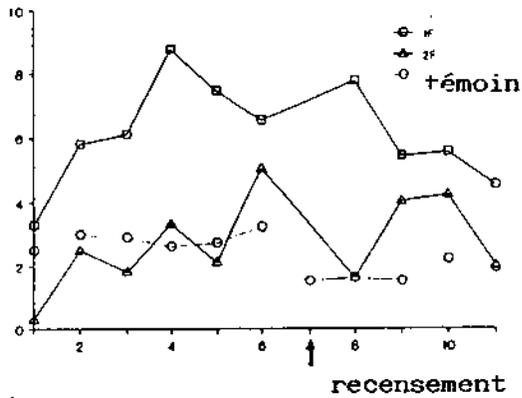
Nombre moyen d'oiseaux



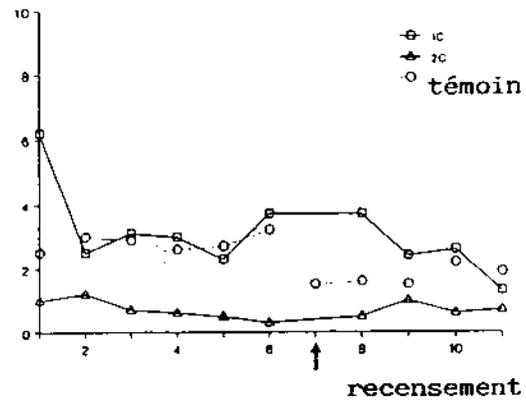
Les autres espèces afro-tropicales qui étaient largement réparties et qui se reproduisaient pendant la période d'étude, n'étaient apparemment pas affectées par les traitements. Le nombre de merles podobés (*Cercotrichas podobe*) ($p = 0,03$), de camaroptères gris (*Camaroptera brachyura*) ($p < 0,01$) et de fauvettes à large queue ($p = 0,07$) variaient suivant les parcelles et avec le temps, mais pas par suite du traitement (Fig. XII.14). Ces espèces sont considérées comme les espèces des dépressions, et le fait qu'elles n'aient pas ressenti les effets des insecticides donne à penser que l'habitat de dépression n'a pas autant souffert des applications d'insecticide que l'habitat de savane (voir Fig. XII.5b).

Fig XII.14 : Nombre moyen par transecte de merles podobés, de camaroptères à tête grise et de fauvettes à large queue recensés sur les parcelles d'expérimentation. La flèche indique le moment du traitement.

Nombre moyen d'oiseaux



Nombre moyen d'oiseaux



Les effets du fénitrothion ont été signalés, surtout sur le parcelle 2F, pour la plupart des groupes d'oiseaux ; qu'ils soient classés en fonction de leur taxonomie, de leurs habitudes alimentaires ou de la strate d'alimentation (Tableau XII.3). Cela laisse supposer que ces caractéristiques ne prédisposent pas les oiseaux aux effets du fénitrothion. Contrairement aux oiseaux présents sur le parcelle témoin, ceux qui se trouvaient sur les parcelles traitées au fénitrothion ont vu leurs populations diminuer à la suite des traitements, et ce indépendamment de leurs caractéristiques taxonomiques ou de leur mode de vie (sauf que les espèces évoluant dans les dépressions ont plutôt augmenté). Cette situation reflète probablement le fait que les oiseaux sont quelque peu opportunistes dans le choix des aliments. L'abondance des sauteriaux sur les parcelles (voir les Chapitres VII et VIII) a probablement supporté les fortes populations d'oiseaux. La diminution de cette source d'alimentation a donc pu obliger certains oiseaux à quitter les parcelles.

Tableau XII.3 Variations de pourcentage dans le nombre d'oiseaux classés suivant la taxonomie et les caractéristiques de vie sur le parcelle témoin et les parcelles traitées au fénitrothion.^a

Caractéristiques	Parcelles		
	1F	2F	Témoin
<u>Taxonomie</u>			
Passereau	-39	-67	-12
Non passereau	-40	-65	+91
<u>Habitat</u>			
Dépression	+32	-67	+12
Savane	-72	-81	+24
<u>Strate d'alimentation/herbacé</u>			
Terrestre	-42	-60	+10
Arboricole	-34	-78	+76
<u>Habitudes alimentaires</u>			
Insectivore	-20	-54	+77
Omnivore	-38	-66	+89
Granivore/frugivore			

a) Différence de pourcentage entre les oiseaux observés pendant le 6ème recensement (dernier recensement avant traitement et le 8ème recensement (premier recensement après traitement)).

Il a été observé une variation normale dans le nombre de certaines espèces au niveau de certaines parcelles (Tableau XII.4). Ces différences n'étaient pas liés aux traitements, mais reflétaient sans aucune doute la préférence des oiseaux pour les ressources d'habitat sur des parcelles spécifiques. Ces préférences d'habitat n'ont pas été identifiées, mais de telles variations dans l'abondance d'une espèce sur les parcelles illustrent la nécessité de faire des répétitions lorsqu'on se lance dans les expérimentations. Les ressources affectées par les applications d'insecticide ne l'ont pas été de la même manière sur toutes les parcelles, à telle enseigne que les effets possibles d'un traitement sont ressentis différemment. Le fait d'avoir des parcelles de répétition accroît la probabilité qu'au niveau des ressources et, par conséquent, des types et du nombre d'oiseaux soient testées de façon égale par rapport à chaque traitement.

Tableau XII.4 Variations entre les parcelles du nombre d'oiseaux des espèces sélectionnées a)

Espèce	Parcelle				
	1C	2C	1F	2F	Témoin
Tourterelle Namaqua	13	61	26	19	19
Tourterelle vineuse	3	<u>15</u>	10	5	7
Tourterelle à tête rieuse	26	<u>231</u>	37	19	<u>44</u>
Tourterelle maillée	8	<u>23</u>	13	4	9
Coliou huppé	7	<u>18</u>	2	4	3
Guêpier à gorge blanche	8	<u>14</u>	2	4	7
Petit calao à bec rouge	2	0.5	<u>6</u>	3	2
Alouette chanteuse	207	160	84	137	<u>209</u>
Alouette-moineau à oreillons blancs	15	11	<u>24</u>	16	4
Etourneau à ventre roux	9	19	<u>22</u>	10	12
Merle podobé	2	2	<u>6</u>	2	5
Fauvette à large queue	13	1	<u>23</u>	9	8
Alecto à bec blanc	138	<u>164</u>	80	75	83

a) Les valeurs représentent les totaux des recensements 1 à 5 dans chaque parcelle et pour chaque espèce. La plus grande valeur par espèces est soulignée.

Tableau XII.5 :Totaux d'oiseaux vus pendant les recensements dans les dépressions.

Parcelles	1C		2C		1F		2F		Témoïn	
	Pré (10)	Post (5)	Pré (10)	Post (3)	Pré (8)	Post (3)	Pré (9)	Post (7)	Pré (14)	Post (5)--
Tourterelle Namaqua	1	1	2	4	-	-	12	-	8	-
Tourterelle vineuse	7	1	1	3	1	1	-	5	4	-
Tourterelle à tête rieuse	2	1	8	1	4	-	3	4	6	8
Tourterelle maillée	6	4	-	3	3	-	-	2	6	2
Coliou huppé	8	1	10	8	-	-	7	3	2	6
Guêpier à gorge blanche	-	11	1	2	1	-	1	1	14	22
Rollier d'Abyssinie	11	7	5	5	9	3	3	4	11	12
Petit calao à bec rouge	1	-	-	-	7	2	2	-	3	-
Pie-grièche à tête rousse	10	3	8	1	3	5	5	1	1	10
Merle métallique commun	6	1	2	5	3	1	1	-	9	1
Etourneau à ventre roux	1	17	3	2	2	-	1	3	22	-
Merle Podorbé(d)	10	3	10	6	6	1	6	1	11	3
Fauvette à large queue	4	1	-	-	7	2	3	5	4	1
Camaroptère(d)	1	2	5	6	4	1	8	1	10	6
Soui-manga à longue queue	10	1	4	-	9	-	7	2	4	4
Tisserin à tête rousse(d)	10	1	11	5	1	1	9	-	13	16
Alecto à bec blanc	1	-	8	-	8	-	4	-	22	14
Total	88	54	78	46	68	17	72	32	150	99
Moyenne	9	11	8	15	8	6	8	5	11	20
Variation (%)	+20		+88		-25		-38		+82	

^{a)} Nombre de recensements entre parenthèses. "Pré" = Prétraitement ; "Post" = posttraitement. (d) = oiseaux de dépressions ; autres espèces également habituées aux habitats de savane (especes ds ou s).

Recensement des oiseaux dans les dépressions

Le recensement au niveau des dépressions a donné un total de 55 espèces, y compris des espèces dont la présence était fortuite et les migrateurs paléarctiques. De ce total, 17 espèces seulement étaient relativement abondantes. (Tableau XII.5). Il y a eu d'importantes variations dans les recensements, aussi bien entre les différentes dépressions qu'à l'intérieur d'une même dépression. Peu d'observations ont été effectuées pour tester les changements significatifs dus aux traitements. Toujours est-il intéressant de constater qu'une fois compilées, les données recueillies faisaient état des mêmes effets nuisibles du fénitrothion que les recensements des transectes et les autres observations avaient révélés. D'autre part, tandis que les recensements effectués dans les dépressions de la parcelle témoin et des parcelles traitées au chlorpyrifos indiquaient un accroissement du nombre d'oiseaux présents après les traitements, les recensements effectués dans les parcelles traitées au fénitrothion affichaient une baisse apparente de ces nombres. Ces résultats ne sont pas en contradiction avec l'augmentation des espèces des dépressions comme le montre le Tableau XII.3. Les recensements des dépressions englobaient tous les oiseaux observés dans les dépressions et ne se limitaient pas seulement aux espèces dont les dépressions constituent l'habitat naturel.

En plus, ces résultats semblent indiquer que les traitements au fénitrothion ont décimé les sources d'alimentation beaucoup plus que ne l'ont fait les traitements au chlorpyrifos. Contrairement aux recensements des transectes, les recensements des dépressions sur les parcelles traitées au chlorpyrifos et sur la parcelle témoin dénotent une augmentation de la population avifaune. Les oiseaux présents sur ces parcelles ont probablement utilisé plus fréquemment les dépressions verdoyantes du fait que l'habitat en savane s'est asséché après la saison des pluies.

Evaluation du taux de reproduction

Les alouettes chanteuses

Vingt-huit nids d'alouettes ont été localisés pendant les recherches. Pratiquement toutes les entrées des nids faisaient face au Nord. Une fois cette caractéristique identifiée, on retrouvait plus facilement les nids. L'Annexe XII.2 donne des informations aussi bien sur les nids que sur l'évaluation du taux de réussite de la reproduction. Les données concernant le cycle de couvaison n'ont été obtenues que pour un nombre restreint de nids. On a donc employé la méthode Mayfield (1961) pour calculer le taux de réussite de la reproduction. Cette approche permet de calculer les probabilités de survie des oisillons, des oeufs et des nids sur la base du nombre de jours d'observation de chaque nid. La combinaison de ces chiffres donne la probabilité de production d'un oisillon par oeuf.

La probabilité de survie des nids durant la période d'incubation était de 16 à 24 % (4 nids ont été détruits par des ravageurs ; 2 nids ont été abandonnés, tandis que dans 5 nouveaux nids, il n'y avait aucun oeuf, bien que des oiseaux fussent présents dans ces nids). la probabilité de survie des nids pendant la période de nidification a été estimée entre 53 et 59 %, avec 3 à 5 nids détruits par des prédateurs. La survie des

oeufs se situait entre 94 et 100 % et celle des oisillons entre 92 et 93 %.

En combinant toutes ces probabilités, la production totale pendant toute l'existence du nid varie entre 7 et 13 % seulement. Autrement dit, sur 100 oeufs pondus, 7 à 13 seulement donne un oisillon. Malgré les précautions que nous avons prises, nous ne pouvons dire avec certitude si nos activités ne sont pas en partie responsables de ce faible taux de réussite de la reproduction.

Les alectos à bec blanc

Des colonies d'alectos à bec blanc se sont fréquemment créées, ont très tôt commencé leur cycle de reproduction, puis ont déserté la zone. Dans certaines colonies d'alectos, on a pu observer un manque de synchronisme dans la mesure où certaines de ces oiseaux construisaient leurs nids tandis que les autres donnaient la becquée aux oisillons. Certaines de ces colonies, importantes et productives, voyaient naître des cohortes de nouveaux oisillons. Une observation fortuite ne permet pas d'évaluer la progression, la réussite ou les désertions au niveau des colonies. On a toutefois recueilli et conservé des données concernant un certain nombre de colonies actives observées au cours de ces cinq premiers et des quatre derniers recensements hebdomadaires effectués sur chaque parcelle. Ces données renseignaient sur la localisation des colonies, les désertions et les sites où elles s'étaient recrées. Le Tableau XII.6 donne le nombre de colonies actives avant et après le traitement et ce par rapport à l'ensemble des colonies qui s'étaient créées.

Tableau XII.6 : Taux d'occupation des colonies de nidification des alectos à bec blanc avant et après les traitements appliqués sur les parcelles.^a

	Parcelle				
	1C	2C	1F	2F	Témoin
<u>Période</u>					
Pré-épandage (fin août)	3/6	5/7	3/6	2/4	3/6
Post-épandage (mi-septembre)	0/6	2/7	0/6	0/4	3/6

^{a)} Ces données représentent le nombre de colonies actives divisé par le nombre total de colonies s'étant créées sur la parcelle.

La plupart des colonies installées sur les parcelles traitées les avaient désertées au moment où se faisait l'épandage d'insecticide. Les observations en vue de déterminer si cette désertion était due au traitement ont été insuffisantes ;

néanmoins, les résultats de ces observations ont indiqué qu'elle a pu être causée par l'application d'insecticides. Il a été démontré que, pendant l'application d'insecticides, les zones où s'étaient installées des colonies demeurant sur la parcelle 2C n'avaient pas été traitées.

Les nichoirs

Un nid a été entièrement construit dans 9 des 33 nichoirs installées. Dans 7 autres boîtes, la construction de nids a été commencée mais pas achevée. Des 9 nids entièrement construits, 1 l'a été par des merles métalliques communs, 5 par des petits calaos à bec rouge (*Tockus erythrorhynchus*) et par 3 des moineaux gris (*Passer griseus*). La nidification a été médiocre. Quatre des cinq nids construits par les petits calaos à bec rouge ont été détruits par de jeunes peuhls d'un village avoisinant. Le cinquième et dernier de ces nids se trouvait sur la parcelle 2C et contenait quatre oisillons la dernière fois que nous l'avons inspecté, le 12 octobre. En ce qui concerne les nids construites par les moineaux gris, un ne contenait qu'un seul oisillon, un autre a été abandonné avant toute ponte et le troisième, sis sur la parcelle 2C, a eu une bonne nidification mais on n'a pas déterminé le nombre d'oisillons qu'ils contenait. Le seul nid construit par les merles métalliques communs, sis sur la parcelle témoin, ne contenait qu'un seul oisillon.

La recherche d'oiseaux morts ou affaiblis

Les recherches

Quelques oiseaux morts ou affaiblis ont été trouvés dans toutes les parcelles traitées (Tableau XII.7) alors que pas un n'a été trouvé dans la parcelle témoin. Le plus grand nombre et la plus large variété d'oiseaux ont été recueillis dans la parcelle 2F qui avait été traitée au fénitrothion à 825 g m.a./ha. Les turnix d'Afrique (*Turnix sylvatica*), le rolliers d'Abyssinie, les huppées fasciées et les alouettes chanteuses sont les oiseaux des parcelles les plus touchées. Les chercheurs ont ramassé un certain nombre d'oisillons, il s'agissait surtout d'alouettes chanteuses. Ils avaient été probablement, d'après les analyses de la ChE, affectés par les traitements.

Tableau XII.7 : Oiseaux morts (M) et affaiblis (a) trouvés dans les parcelles après le traitement.^{a)}

Espèces	Parcelle			
	1F	2F	1C	2C
Turnix	-	2(a)	1(a)	-
Guépier à gorge blanche	-	-	-	1(a)
Rollier d'Abyssinie	1(a)	1(a)	-	3(M)
Huppe fasciée	-	1(M)	2(a)	--
Alouette chanteuse	1(M)	1(M)	-	1(M)
Pipit des arbres	-	-	1(a)	--
Pie-grièche à tête rousse	-	2(a)	-	-
Fauvette "Cricket Warbler"	-	1(a)	-	-

a) Des oisillons de soui-manga à longue queue (2), d'alecto à bec blanc (1), d'alouette chanteuse (28), de tourterelle rieuse (1) et de pie-grièche à tête noire (1) ont été trouvés au cours des recherches. Les résultats des analyses de ChE nous amènent à penser que certains de ces oisillons ont été affaiblis par le traitement et que, par conséquent, leur présence sur le sol n'était pas dû au fait qu'ils ne savaient pas voler (cf. texte).

Deux oisillons d'alouettes et un oisillon de tourterelle rieuse ont été trouvés sur la parcelle témoin alors qu'on n'y a ramassé aucun oiseau mort ou affaibli.

Efficacité des recherches

Des 22 alectos à bec blanc que l'on avait placés dans la zone à fouiller, à l'intérieur de la parcelle 1C, 9 (soit 42 %) ont été retrouvés tandis que seulement 2 (donc 14 %) des 14 alouettes chanteuses et moineaux dorés ont été retrouvés. Ces résultats et le fait que la végétation était plus dense sur la plupart des autres parcelles, nous ont amené à intensifier les recherches en augmentant le temps dévolu à cette activité qui est donc passé de 1 heure à 1 heure et demie par kilomètre. Dans la parcelle 2F, 33 des 58 alectos à bec blanc (soit 57 %) ont été retrouvés, mais cela n'a pas été le cas pour les carcasses des trois autres espèces (rollier d'Abyssinie, alouette chanteuse et moineaux gris). Après 24 heures, les recherches ont repris et on a trouvé 7 alectos et 1 rollier de plus, ce qui portait à 69 le pourcentage de grands oiseaux trouvés. Une troisième séance de recherche a eu lieu 48 heures après, mais elle a été vaine, puisqu'aucune carcasse n'a été trouvée. Les taux de réussite calculés figurent à l'Annexe XII.3.

Taux de disparition des carcasses

Des 9 moineaux et 5 alectos placés dans la parcelle 1C, seuls 1 et 2, respectivement (soit 22 %), avaient disparu dans

les 24 heures. Au bout de 48 heures, la plupart des carcasses contenaient des larves de mouche. Aucune des 33 carcasses d'alectos placées dans la parcelle 2F ne manquait après les inspections successives qui ont eu lieu après 24, 48 et 72 heures, et on n'a décelé qu'une faible activité de mouches sarcophagiques et de Coleoptera. En ce qui concerne le calcul, on a supposé que la proportion de carcasses demeurées sur la parcelle 2C était la même que sur la parcelle 1C, et celle sur la parcelle 1F, la même que sur la parcelle 2F. Par conséquent, on a considéré que la proportion de carcasses restées sur les parcelles 1F et 2F était de 1,0 et de 0,8 sur la parcelle 2C (Annexe XII.3).

Mortalité des populations aviaires

Les valeurs utilisées pour calculer le taux de mortalité chez les espèces aviaires de grande taille (> 30g) et la petite taille (< 50g) vivant dans la savane sont indiquées à l'Annexe XII.4. Les taux calculés pour les parcelles 1F, 2F et 2C Figurent au Tableau XII.8. Sur la parcelle 1C, on n'a trouvé qu'un oiseau affaibli et on n'a donc pas calculé le taux de mortalité sur cette parcelle. Les taux de mortalité calculés ont été faibles sur toutes les parcelles. Ces taux n'étaient pas assez élevés pour expliquer les baisses des populations aviaires constatées lors des recensements.

Tableau XII.8 : Taux de mortalité minimum calculé (en %) des populations aviaires de la savane imputable aux insecticides (Voir Annexe 4)

Taille des oiseaux	Parcelle ^{a)}		
	1F	2F	2C
> 30 g	2	7	2
< 30 g	7-9	6-13	3-10

^{a)} Les oiseaux trouvés dans la parcelle 1C n'étaient pas assez nombreux pour y permettre un calcul du taux de mortalité.

La collecte d'oiseaux

Le sexe, l'âge et les condition de reproduction des oiseaux recueillis Figurent à l'Annexe XII.4. Les alectos à bec blanc, les rolliers d'Abyssinie, les alouettes chanteuses et les moineaux dorés constituent l'essentiel des spécimens recueillis. On a conservé la cervelle et le gésier de la plupart de ces oiseaux aux fins d'analyse de ChE et d'analyse des habitudes alimentaires. L'état des gonades indique clairement que les alectos à bec blanc se reproduisait en août et en septembre. On a constaté que la plupart des rolliers d'Abyssinie étaient prématurés et qu'ils n'étaient pas en âge de se reproduire. De nombreux jeunes moineaux, apparemment nés après le début de la saison des pluies, s'étaient mêlés à la population adulte.

Analyse des habitudes alimentaires

Le nombre d'éléments trouvés dans les gésiers des oiseaux recueillis sur les parcelles d'expérimentation après le traitement, figure à l'Annexe XII.5. Sur la base de ces données, on peut tirer des conclusions quant aux différents types d'aliments ingérés par certains oiseaux après l'application d'insecticides.

Les alouettes chanteuses

La composition (en pourcentage) du contenu des gésiers d'alouettes chanteuses sur la base des différents aliments ingérés, apparaît sur la Figure XII.15. En examinant de près le comportement de l'alouette chanteuse au plan nutritionnel, on se rend compte que cette espèce a nettement souffert des applications d'insecticide. Dans les zones témoins, l'alimentation de cette espèce était constitué essentiellement par les larves de sauteriaux. A noter que dans deux des 18 gésiers inspectés (soit 11%) et contenant des aliments, on a trouvé des graines. Dans les parcelles traitées, par contre, 17 des 38 gésiers inspectés (soit 45 %) contenaient des graines. La proportion d'Orthoptera parmi les restes trouvés dans les gésiers (des oiseaux) recueillis dans les zones témoin était statistiquement parlant, plus grande ($p < 0,05$) que celle des gésiers (des oiseaux) trouvés sur les parcelles traitées au chlorpyrifos et au fénitrothion (parcelles 2C et 2F).

Figure XII.15 : Composition (en %) des divers aliments trouvés dans les gésiers d'alouettes chanteuses recueillis dans les parcelles d'expérimentation, après des traitements (sur la base de la quantité des divers éléments contenus dans les gésiers).

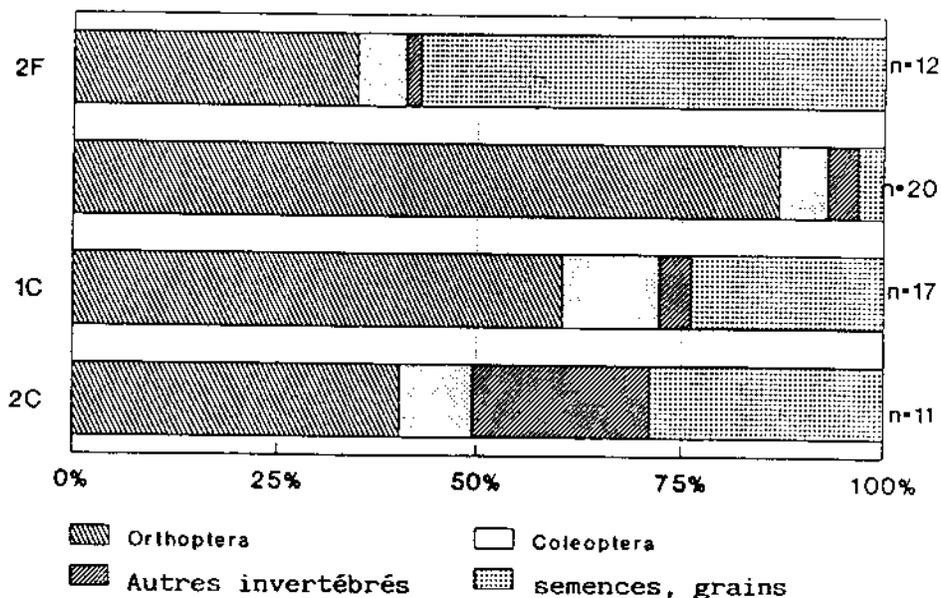


Figure XII.16: Composition (en %) des divers aliments trouvés dans les gésiers des rolliers d'Abyssinie recueillis dans les parcelles d'essai après des traitement (sur la base de la quantité des divers éléments contenus dans les gésiers).

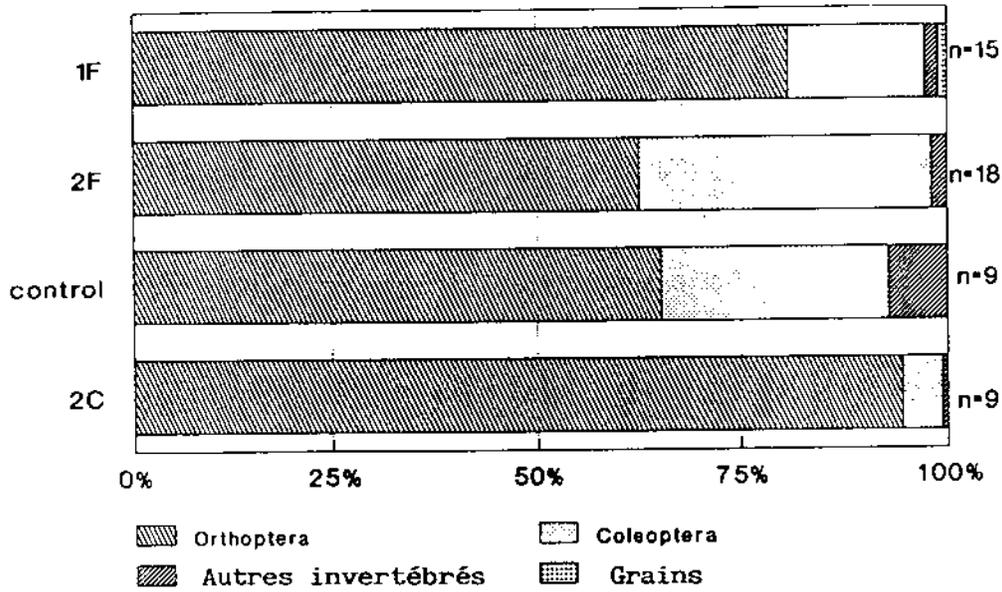


Figure XII.17: Composition (en %) des divers proie trouvés dans les gésiers des rolliers d'Abyssinie recueilli DANS les parcelles d'essai à 0 - 1 semaines après traitement et à 3 semaines après traitement (sur la base du nombre de nombre de proie dans les gésiers.

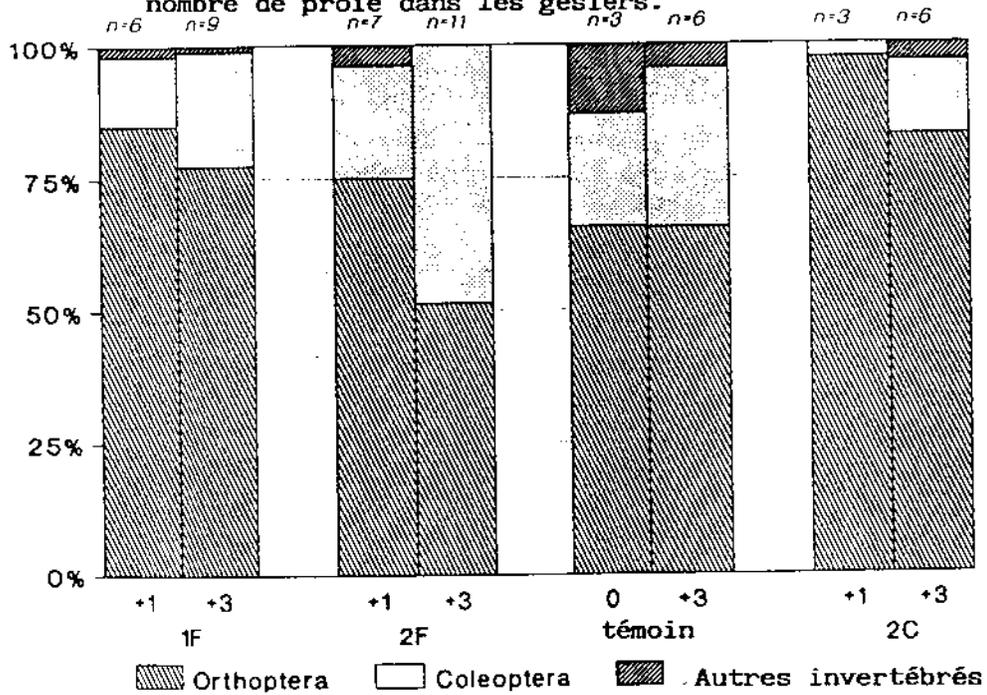


Figure XII.18: Composition (en %) des divers aliments trouvés dans les gésiers des alectos à bec blanc recueillis dans les parcelles d'essai, après des traitements (sur la base de la quantité des divers éléments contenus dans les gésiers).

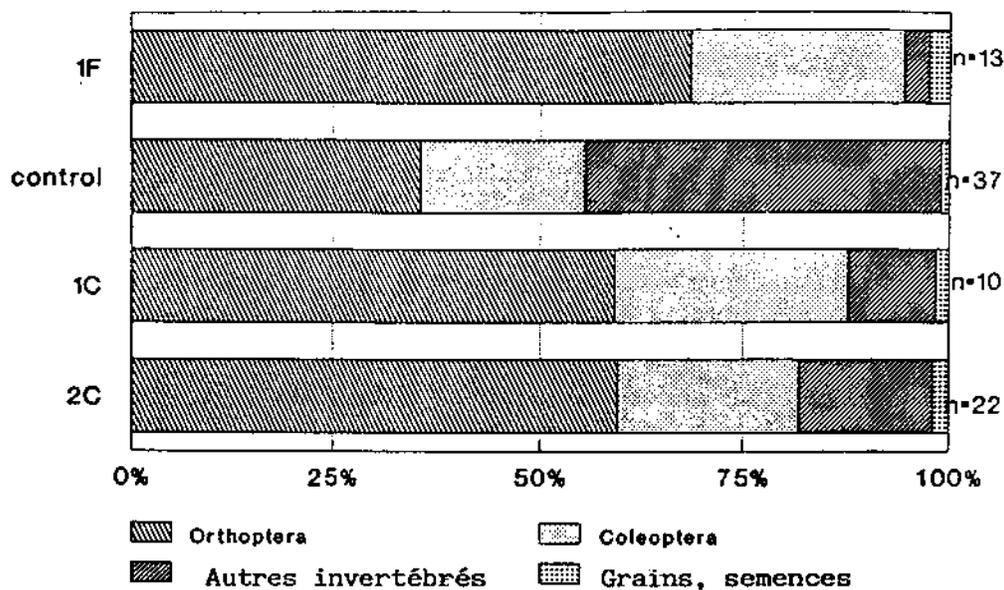
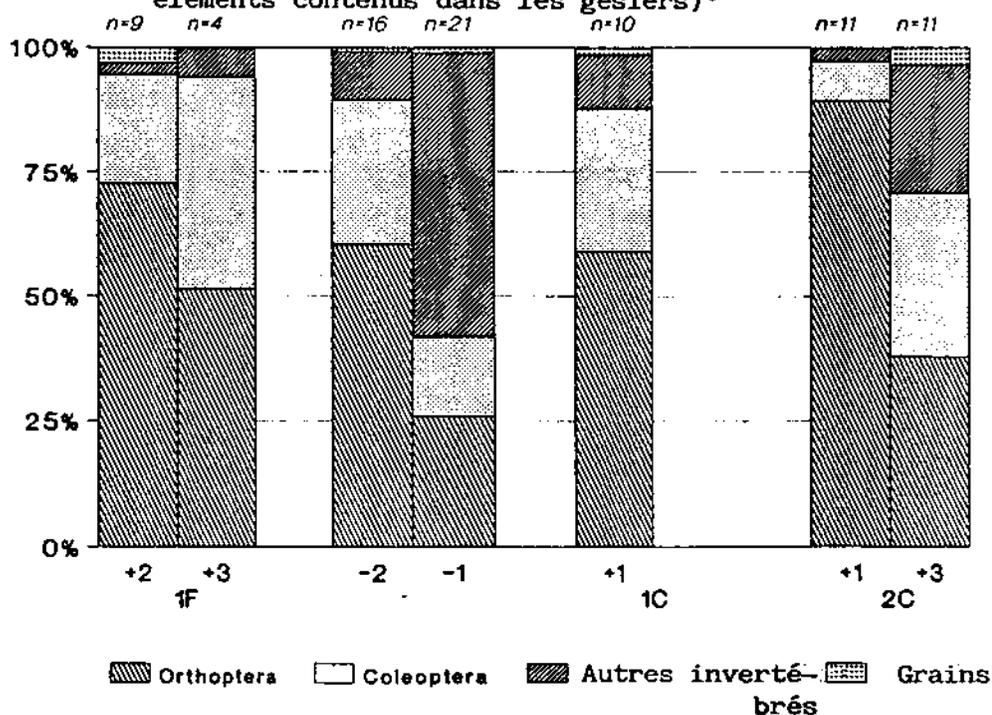


Figure XII.19: Composition (en %) des divers aliments trouvés dans les gésiers des alectos à bec blanc recueillis dans les parcelles d'essai avant et à 1 à 3 semaines après traitement (sur la base de la quantité des divers éléments contenus dans les gésiers).



Il n'y avait pas de différence apparente dans le choix des proies selon que les oiseaux étaient adultes ou encore jeunes. On a toutefois constaté une grande différence entre les deux générations concernant la présence de gravier (petits cailloux) dans les gésiers. En effet, 16 des 25 gésiers d'oisillon (64%) contenaient de 1 à 25 petits cailloux (poids maximum : 0,25 g/gésier), tandis que seulement 4 des 33 gésiers d'oiseau adulte (12 %) contenaient de petits cailloux.

Les oisillons d'alouettes chanteuses incapables de voler étaient beaucoup plus lourds ($p < 0,05$) dans les parcelles témoin que dans les parcelles traitées alors qu'au niveau des parcelles traitées il n'y avait pas de différence notable de poids. Les alouettes adultes des parcelles témoins et des parcelles traitées n'avaient pas de différence significative de poids.

Les Rolliers d'Abyssinie

Les effets du traitement n'étaient pas apparents dans le contenu du gésier des rolliers d'Abyssinie (Fig. XII.16). Les sauteriaux constituaient 60 à 95 % de tous les restes de proies ayant pu être identifiés. La principale espèce était probablement *Oedaleus senegalensis*, mais on a noté la présence d'*Acrida bicolor* et *Cataloipus cymbiferus* dans les restes. La taille des mâchoires nous amène à en déduire que les individus consommés étaient surtout des adultes ou des individus arrivés presque à maturité. Quatre rolliers trouvés morts ou affaiblis, 24 heures après le traitement (1 dans 1F et 3 dans 2C), contenaient respectivement 35, 32,29 et 51 sauteriaux dans leurs gésiers. A l'inverse, jusqu'à 14 sauteriaux ont été trouvés dans chacun des 9 rolliers de la parcelle témoin et jusqu'à 19 dans chacun des gésiers d'oiseaux ramassés sur les parcelles traitées. Un rapide passage de la consommation de sauteriaux morts ou presque morts à une rapide intoxication est, par conséquent, probablement responsable des effets directs observés sur les rolliers d'Abyssinie des parcelles objets de l'étude. La comparaison de la proportion des différentes proies contenues dans les gésiers des rolliers, une à trois semaines après le traitement (Fig. XII.17), montre une diminution de la quantité de sauteriaux présents dans les parcelles traitées et une quantité stable dans les parcelles témoin. Néanmoins, les réductions n'étaient pas significatives du point de vue statistique en raison des importantes transformations au niveau des individus.

Il n'y avait pas de différence significative entre la masse corporelle des rolliers d'Abyssinie des parcelles témoin et celle des parcelles traitées. De même, il n'y avait pas de différence significative de la masse corporelle des rolliers, 1 semaine et 3 semaines après le traitement.

Les alectos à bec blanc

Les traitements ont eu peu d'effet sur le contenu des gésiers d'alectos à bec blanc (Fig. XII.18). Les Orthoptera étaient une proie de choix pour les alectos, représentant 25 à 90 % de tous les restes présents dans les gésiers des différents individus et faisant en moyenne 35 à 70 %. Apparemment, les alectos à bec blanc avaient des moeurs alimentaires opportunistes, s'adaptant rapidement aux types de proies

disponibles sur le terrain. Les oiseaux d'une colonie vivant près du campement du projet et utilisés comme témoins ont subi un important bouleversement de leur régime alimentaire au bout d'une semaine (Fig. XII.19). En conséquence, il a été plus difficile de déterminer si les changements de régime sont le fait des traitements. Au cours de la 3ème semaine consécutive au traitement, les alectos à bec blanc ont, à l'instar des rolliers d'Abyssinie, consommé un plus faible pourcentage d'Orthoptera qu'au cours de la 1ère semaine (Fig. XII.19), mais seule la parcelle 2C a enregistré des changements significatifs ($p < 0,05$).

Les femelles adultes d'alectos à bec blanc ont connu, sur les parcelles 2C et 1F, une importante baisse de poids de la 1ère à la 3ème semaine après les traitements. Aucun changement n'a été observé au niveau de la parcelle témoin ; les données concernant les autres parcelles étaient insuffisantes pour permettre une étude des éventuels effets. Les informations concernant les moeurs alimentaires des autres espèces trouvées mortes ou affaiblies ou obtenues d'une autre manière sont récapitulées à l'Annexe XII.6.

Table XII.9: Niveaux de cholinésterase trouvé (u moles/min/g) dans les cervelles d'individus morts (D) et affaiblis (d) et dans les groupes d'oisillons trouvés dans les parcelles après les traitements. *

Oiseaux	PARCELLE			
	1C	C	1F	2F
Turnix d'Afrique	-	-	-	5.2 (d) 6.2 (d)
Rollier d'Abyssinie	-	20.5 (D)	5.1 (d)	- 16.5 (D)
Huppe fasciée	-	-	-	8.6 (d) 7.9 (d)
Alouette chanteuse	-	23.5 (D)	-	-
Pie-grièche à tête rousse	-	-	-	11.2 (d) 7.7 (d)
<u>Oisillons</u>				
Alouettes	24h (4) 20.1 5.8	(2) 16.2 0.9	-	(4) 11.6 2.4
	48h (2) 15.9 5.9	(2) 20.5 0.4	(2) 16.8 0.5	(3) 12.6 3.2
	72h -	-	-	(3) 7.9 0.8
Alecto à bec blanc 24h	-	(1) 15.5 0.0	-	-
Touterelle à tête rieuse 24h	-	(1) 18.5 0.0	-	-

* Voir le Tableau 35 pour les taux de ChE trouvés dans les oiseaux témoin. Quant aux oisillons, n est écrit entre parenthèses avant la moyenne, et les erreurs d'écart type suivent la moyenne lorsqu'est pertinent.

Analyses de l'activité cholinestérasique

Les échantillons de cervelles ont été conservés dans de l'azote liquide juste après leur collecte, jusqu'à la mi-septembre. Le Chapitre III expose la méthode d'analyse utilisée ainsi que les résultats obtenus. En raison des pertes d'échantillons, les rolliers d'Abyssinie et les alouettes chanteuses sont les seules espèces non exposées dont on a récolté un nombre adéquat. Les principales espèces recueillies après les traitements sont les alouettes chanteuses, les rolliers d'Abyssinie et les alectos à bec blanc. Le nombre d'alectos a déchu sur toutes les parcelles, sauf sur la parcelle 2C, leur collecte a été très difficile, surtout au niveau de la parcelle 2F. De même, le nombre d'alouettes chanteuses a baissé sur toutes les parcelles et il n'a pas toujours été possible d'effectuer des collectes satisfaisantes. La problématique de poursuivre les collectes systématiques dans les parcelles enregistrant une diminution de la population aviaire du fait des traitements n'avait pas été prévue ; il ne s'agit que d'une des leçons retenues au cours de l'étude pilote.

Les oiseaux morts ou affaiblis trouvés sur les parcelles aussitôt après les traitements (Tableau XII.7) avaient dans leurs cervelles de faibles niveaux de ChE (Tableau XII.9). Si l'on se réfère aux oiseaux non exposés aux traitements, (Tableau XII.10), les niveaux de ChE ont été assez inhibés pour avoir causé la mort et l'affaiblissement des oiseaux. Les oisillons ramassés par les chercheurs avaient de faibles niveaux de ChE. Pour ce qui concerne les jeunes alouettes de la parcelle 2F, les niveaux de ChE variaient entre 6,32 et 16,27 μ moles min/g ; les plus bas niveaux ont été retrouvés sur les oiseaux ramassés 72 heures après le traitement. Les niveaux de la ChE dans les cervelles des oisillons d'alouettes recueillis sur toutes les parcelles étaient bien en deçà de ceux des alouettes adultes ($x = 40$) et d'un oisillon (29,9) recueillis dans des zones non traitées (Tableau XII.10). Ces constats semblent indiquer que les oisillons d'alouettes avaient été affectés par l'exposition aux insecticides, toutefois (à l'exception d'un oiseau), leur niveau normal de ChE n'a pas été déterminé.

L'inhibition de la ChE à hauteur de 50 % ou plus est considérée comme grave et comme la cause de la mort des oiseaux (Hill et Flemming, 1982). Les oiseaux adultes affaiblis et les oisillons d'alouettes des parcelles 1F et 2F ont révélé une inhibition supérieure à 50 % en comparaison avec les parcelles témoin. L'inhibition de la ChE n'était pas aussi sévère dans les oiseaux morts ramassés dans les parcelles 1C et 2C.

Les oiseaux vivants recueillis sur les parcelles une semaine après les traitements avaient pour la plupart des niveaux de ChE plus bas que ceux des parcelles témoin, mais au bout de 3 semaines, le niveau de ChE des oiseaux prélevés sur les parcelles traitées était à peu près similaire chez ceux prélevés sur les parcelles témoin (Tableau XII.10). D'ordinaire, l'inhibition de la ChE n'était pas grave en ce qui concerne les oiseaux vivants capturés sur les parcelles traitées, mais les alouettes chanteuses recueillies une semaine après le traitement de la parcelle 2F étaient frappées d'une inhibition de 50 %. Après une semaine, les rolliers d'Abyssinie des parcelles 1F et 2F avaient des niveaux de ChE du même ordre que ceux des rolliers trouvés morts sur la parcelle 2C. Un petit calao à bec rouge, abattu sur

Table XII.10: Niveaux de cholinestérase (u/moles/min/g) trouvés dans les cervelles d'oiseaux non exposés (témoin) et dans les oiseaux ramassés des parcelles après les traitements.

Espèce et Période Posttraitement	Parcelle														
	1C			2C			1F			2F			Témoin		
	(n)	x	SE	(n)	x	SE	(n)	x	SE	(n)	x	SE	(n)	x	SE
Rollier d'Abyssinie															
1 semaine	(1)	30.7	0.0				(4)	21.3	1.2	(5)	27.1	2.5	(5)	34.2	3.4
3 semaines				(1)	46.4	0.0	(6)	37.4	5.2	(10)	34.8	3.5			
Alouette (adult)															
1 semaine	(7)	33.1	3.8	(2)	32.0	7.5				(4)	20.8	1.7	(7)	38.4	4.6
3 semaines				(4)	41.1	4.5									
Alouette (jeune)															
1 semaine	(2)	18.5	7.5							(1)	15.2	0.0	(1)	29.9	0.0
Allecto à bec blanc															
1 semaine	(8)	30.6	2.7	(10)	32.4	2.1	(7)	22.0	2.2	(1)	14.4	0.0	(2)	26.2	3.7
3 semaines				(9)	29.5	2.2	(1)	54.2	0.0						
Moineau doré															
3 semaines							(1)	38.8	0.0				(2)	31.1	1.1
Pie-grièche à tête rousse															
3 semaines				(2)	28.6	2.3									
Petit calao à bec rouge															
3 jours										(1)	15.2	0.0	(2)	37.3	0.4
Huppe fasciée															
Touterelle à tête rieuse													(1)	20.8	0.0

la parcelle 2F trois jours après le traitement, avait un bas niveau d'activité cholinestérasique (16,6 μ moles min/g) en comparaison avec les 27,8 de la même espèce recueillie sur une zone témoin au Kenya (Bruggers et al., 1989).

Vérification de l'identification des oiseaux

Quatre-vingt-dix (90) spécimens ont été envoyés par avion au Musée d'Histoire Naturelle de Chicago où ils ont été examinés par S. M. Goodman. Pour un nombre de dix spécimens, des informations supplémentaires ont été fournies sur les espèces et les sous-espèces ; un certain nombre d'autres identifications ont été vérifiées. En outre, les oiseaux dont le sexe n'avait pas été déterminé sur le terrain ont, lorsque cela a été possible, été triés à cet effet au Musée.

Une série de diapositives et de photos en couleur de "Beaudouin's Snake Eagle" (*Circaète de Beaudouin*) ont été examinées par le Dr. J. M. Thiollay (Paris) et les identifications ont été vérifiées.

Discussion

L'avifaune variée et abondante des parcelles de l'étude a constitué un excellent matériel pour l'étude des effets des insecticides sur les moeurs et les densités des différentes espèces. Le nombre total d'oiseaux (la somme de 71 espèces) a baissé après le traitement sur toutes les parcelles. Une partie de cette baisse était due à la mortalité des oiseaux, mais, en règle générale, elle était le résultat des mouvements des oiseaux quittant les parcelles. La mortalité, l'affaiblissement des oiseaux, ainsi que la réduction des populations s'étaient plus sensibles sur les parcelles traitées au fénitrothion. La diminution des populations de rolliers d'Abyssinie, de colious huppés et d'alouettes chanteuses étaient importantes d'un point de vue statistique, mais il a aussi été noté une réduction des huppés fasciés et des alectos à bec blanc. Les traitements au fénitrothion ont provoqué une baisse du nombre de ces espèces, et, en plus, des individus groupés sur la base de leurs caractéristiques taxonomiques ou génétiques.

Les insecticides tuent les insectes et autres arthropodes provoquant ainsi une diminution des réserves alimentaires des oiseaux. Les pertes de population observées sur les parcelles étudiées sont probablement causées, dans une très large mesure, par ladite diminution. Les résultats enregistrés font penser que le fénitrothion a joué un rôle plus important que le chlorpyrifos dans la réduction des réserves alimentaires. Ainsi, après le traitement, les alouettes chanteuses ont consommé quelques graines sur la parcelle témoin, mais leur régime était surtout composé d'insectes. Sur les parcelles traitées au chlorpyrifos, les alouettes avaient un régime comprenant 70 % d'insectes et 25 % de graines ; cependant, sur la parcelle 2F, traitée au fénitrothion à forte dose, les alouettes ont consommé plus de graines que d'insectes. Ces résultats suggèrent que les alouettes avaient été forcées de se nourrir de graines en raison de la diminution de la biomasse composée d'insectes.

Les effets de ces deux insecticides sur les oiseaux étaient dissemblables. Les applications de fénitrothion ont causé plus de dommages aux populations des oiseaux. Si les diminutions sont une conséquence de la raréfaction des réserves alimentaires, il s'ensuit que le fénitrothion a probablement eu plus d'effet sur la biomasse arthropode que le chlorpyrifos. Il semble que cela a été le cas. Les alouettes chanteuses et les rolliers d'Abyssinie de la zone cible de l'étude se nourrissaient surtout de sauteriaux avant les traitements. Après les applications d'insecticides, les acridologistes ont constaté que les populations de sauteriaux étaient quatre à cinq fois plus importantes sur les parcelles traitées au chlorpyrifos que sur les parcelles traitées au fénitrothion (Chapitre VIII). D'autre part, à l'inverse de la situation sur les parcelles traitées au chlorpyrifos, les larves de sauteriaux étaient absentes des parcelles traitées au fénitrothion, la récupération a commencé plus tard et s'est poursuivie plus lentement. Ces constats renforcent l'idée qu'une considérable réduction des réserves alimentaires est responsable des importants mouvements des oiseaux des parcelles exposées au fénitrothion et, partant, d'une notable réduction de leurs populations.

La biomasse d'insectes doit augmenter en même temps que les insectes envahissent ou recolonisent les parcelles. La densité des oiseaux varie avec l'augmentation des réserves alimentaires et redevient normale. Dans ces conditions, les effets des traitements devraient être temporaires. Les oiseaux ont des moeurs alimentaires opportunistes et ont tendance à répondre de manière négative à la diminution des réserves et à se rassembler dans les endroits les plus riches en ressources alimentaires. Cependant, la raréfaction des ressources alimentaires peut avoir des conséquences plus sévères et plus durables lorsqu'elle survient au cours de la période de reproduction et avoir des effets nocifs sur la qualité des pontes. Les observations effectuées laissent à penser que cette dernière a été affectée, pour les alouettes chanteuses et les alectos à bec blanc, par les traitements au fénitrothion. Ces deux espèces étaient en phase de reproduction au moment de l'épandage et leur nombre a, par la suite, rapidement décru. Cela signifie que l'insecticide a mis terme au processus de reproduction de certains alectos et peut avoir provoqué un déplacement des alouettes chanteuses, avant que les jeunes individus n'arrivent à maturité. Ces jeunes quittent d'habitude leur nid bien avant de savoir voler (Green 1985 ; Cramp 1988). Toutefois, les oisillons d'alouette analysés avaient été affaiblis par l'inhibition de la ChE et de nombreux individus sont probablement morts sur toutes les parcelles traitées. Stromborg et al. (1988) ont dosé des oisillons d'étourneaux européens (*Sturnus vulgaris*) au dicrotophos afin d'étudier ses effets sur la survie et le développement des oisillons. Ces effets se sont révélés rapides (mort et baisse de l'activité cholinestérasique), mais les survivants se sont rapidement rétablis et les effets nocifs avaient disparu sur l'individu arrivé à maturité.

L'exposition des oiseaux aux insecticides appliqués à l'environnement s'effectue de diverses manières. Leurs activités et leurs habitats, au moment des traitements déterminent l'intensité de leur exposition. Les évaluations faites au sujet de la ChE font penser que quelques individus adultes d'espèces consommatrices de sauteriaux ont ingéré une quantité d'insecticide assez consistante pour provoquer l'intoxication ou

la mort. Les oisillons, notamment ceux de l'alouette chanteuse, ont été exposés de manière intense aux insecticides, ce qui a entraîné une inhibition de la ChE plus importante que chez les individus adultes. Toutefois, les niveaux normaux de ChE des jeunes alouettes font l'objet d'études plus approfondies. Il a été prouvé que l'activité de la ChE de la cervelle des oisillons d'alouette est fonction de leur âge et connaît une augmentation linéaire jusqu'au stade adulte (Grue et al., 1981). Les jeunes alouettes se trouvant dans les herbages ont probablement été plus gravement touchés par la contamination cutanée que les oiseaux évoluant dans les arbres et les dépressions. Les jeunes oiseaux nourris par les adultes ont probablement reçu des insectes contaminés, étant donné que la consommation de protéines fournies par les insectes est indispensable pour la croissance des oisillons de la majorité des espèces. Le niveau de ChE des oisillons a sensiblement baissé au cours des 3 premiers jours consécutifs aux traitements.

Chez les passereaux, on observe d'ordinaire une perte d'appétit suite à une exposition, en laboratoire, à des composés d'organophosphorés à des doses non-mortelles (Grue et al., 1982). La très faible masse corporelle, par rapport à celle des individus prélevés sur les surfaces témoin, des oisillons d'alouette chanteuse incapables de voler, est peut-être une conséquence de l'exposition aux insecticides. Des retards de croissance et des pertes de poids des oisillons d'oiseaux chanteurs, de l'ordre de 5 à 25 %, dans les premières 24 heures consécutives à l'exposition expérimentale et par voie orale aux organophosphorés, ont été relevés dans plusieurs études (Grue et Shipley, 1984 ; Stromborg et al., 1988). Si les parents sont également affectés à la suite de l'exposition aux organophosphorés, il faut s'attendre à des effets plus marqués sur le développement des oisillons. Les femelles d'étourneaux ayant reçu une dose orale de dicrotophos ont fait beaucoup moins de sorties pour nourrir leurs oisillons que les individus-témoins, ils sont également restés plus longtemps loin de leurs nids (Grue et al., 1982). Les niveaux de la ChE chez quelques individus adultes en état de reproduction montrent qu'ils ont aussi été affectés.

L'évaluation de la ChE chez les oiseaux adultes après les traitements n'a pas apporté la preuve de sévères inhibitions au bout d'une semaine et les niveaux de ChE étaient en général presque normaux après 3 semaines. Ces résultats sont conformes à ceux de l'étude de la mortalité et de l'affaiblissement minimum des individus adultes du fait des applications d'insecticide. L'épandage de fénitrothion à 300 g/ha dans les forêts du nord de l'Ecosse a provoqué une inhibition de la ChE chez quatre espèces d'oiseaux chanteuses. Pour l'une des espèces, l'inhibition était en moyenne de 47 % le lendemain du traitement et elle était de 34 %, au bout d'une semaine, et de 13 % après 3 semaines, pour les autres espèces (Hamilton et al., 1981).

Le chlorpyrifos se dégrade rapidement dans l'organisme des oiseaux et les résidus ont, dans l'ensemble, disparu au bout de 9 heures environ (Odenkirchen et Eisler 1988). Dans les champs traités au chlorpyrifos à 560 et 1000 g/ha, les alouettes hausse-col (*Eremophila alpestris*) ont subi une réduction de la ChE de 22 % après 3 jours, mais elle n'était plus que de 8 % au bout de 16 jours. Aucune alouette morte n'a été découverte dans les champs traités (McEwen et al., 1986). Nos résultats

révèlent, d'autre part, que l'inhibition de la ChE a été brève et que la mortalité des adultes a été faible dans les zones traitées au chlorpyrifos.

Des résidus de 1 ppm ou plus ont été relevés chez les sauteriaux à la suite de l'application d'insecticides organophosphorés (Stromborg et al., 1984). En consommant leur propre poids de sauteriaux chargés de résidus de fénitrothion de 1 ppm, les oiseaux ingèrent 1 mg/kg de fénitrothion. Les ventres oranges ("Zebra finches") ayant reçu une dose d'à peu près 1 mg/kg de fénitrothion ont subi une inhibition de la ChE de 50 % (Holmes et Boag, 1990). L'inhibition de la ChE a augmenté avec l'application de doses plus élevées et quelques cas de mortalité ont été constatés. Il s'ensuit que les alouettes chanteuses ayant consommé l'équivalent de leur poids ou plus en sauteriaux contaminés étaient susceptibles d'enregistrer une inhibition de la ChE de 50 % et de mourir. Les oisillons d'alouettes prélevés sur les parcelles traitées et frappés d'une inhibition de la ChE de 50 % ou plus sont plus affaiblis que rendus incapables de voler et ils seraient vraisemblablement morts si on ne les avait pas ramassés.

Conclusions

Les traitements au fénitrothion et au chlorpyrifos, destinés à l'étude des parcelles, n'ont pas entraîné une mortalité élevée et répandue, mais un certain nombre d'oiseaux ont néanmoins été tués. Il est douteux que le taux de mortalité ait suffi à provoquer une réduction sensible des populations adultes des espèces affectées. Les réductions constatées sont probablement dues au fait d'oiseaux émigrant des zones traitées en raison de la diminution des insectes qui constituent leurs réserves alimentaires. La baisse de la biomasse d'insectes et de la quantité consommée par les oiseaux ont été enregistrées et comparées.

Les effets les plus graves susceptibles de toucher les oiseaux sont ceux d'un affaiblissement de leurs capacités de reproduction. Les oiseaux en état de reproduction ne peuvent pas déménager ni déplacer leurs jeunes ou leurs oeufs. En plus, ils ne peuvent pas aller trop loin pour chercher de la nourriture. En cas d'insuffisance des ressources alimentaires, les jeunes individus n'arrivent pas à maturité ou sont délaissés par les adultes à la recherche de sources d'alimentation plus satisfaisantes. Les niveaux de la ChE ont connu une considérable réduction chez les oisillons et il est vraisemblable que la plupart des oisillons de parcelles traitées n'ont pas survécu. Un certain nombre d'espèces, dont les capacités de reproduction n'ont pas été évaluées, ont nidifié pendant la période d'étude.

Il convient, en priorité, d'étudier, de manière plus approfondie, les effets du fénitrothion sur la reproduction de l'avifaune des zones traitées, à l'occasion de la mise en oeuvre de nouveaux programmes au Sénégal et dans toutes les parties de l'Afrique où des insecticides sont appliqués dans le cadre de la lutte acridienne.

En résumé, les traitements au chlorpyrifos et au fénitrothion ont été à l'origine d'une réduction temporaire des densités et d'un changement également temporaire des moeurs

alimentaires et des niveaux de la ChE chez plusieurs espèces d'oiseaux. Les effets du fénitrothion ont en général été plus sévères que ceux du chlorpyrifos. Il est possible que les deux insecticides aient causé une diminution des capacités de reproduction, soit par une diminution du nombre d'oiseaux ayant perdu leur duvet, soit en provoquant la mort des oisillons juste après qu'ils ont quitté leur nid.

L'objet de l'étude est de déterminer la nature des effets probables du fénitrothion et du chlorpyrifos sur les oiseaux exposés au traitement. Le sentiment était que ces deux insecticides sont à même d'occasionner rapidement un taux élevé de mortalité chez les oiseaux. Cela n'a pas été le cas. Les réserves alimentaires des zones traitées ont baissé, ce qui a amené certaines espèces à se déplacer pour chercher leur nourriture. En fait, ces effets n'ont été que momentanés car les populations d'insectes ont commencé à augmenter au bout de quelques semaines (Chapitre IX).

Les effets sur la reproduction étaient manifestes et susceptibles d'avoir les plus importants effets à long terme sur l'avifaune. Des méthodes visant à suivre la performance des oiseaux capables de se reproduire ont été examinés ; ces études devraient être considérées comme devant être réalisées en priorité au Sénégal ou dans une autre partie de l'Afrique.

Les autres insecticides utilisés actuellement dans le cadre de la lutte antiacridienne ne devraient pas, en principe, être à l'origine d'une forte mortalité chez les individus adultes. Leurs effets, si effets il y a, auront trait à la réduction des réserves alimentaires, la grave insuffisance de la nourriture pour les oisillons et leur empoisonnement. Ces faits devraient être examinés par le suivi des mouvements des populations adultes, les performances reproductives des espèces bâtisseuses de nids et la survie des oiseaux non arrivés à maturité.

Remerciements

Souleymane Soumaré a réalisé la plupart des travaux utilisant les filets japonais et des recherches de nids et de carcasses.

Edward E. Khounganian a eu l'aimabilité d'élaborer les cartes.

Au Denver Wildlife Research Center, Paige Groninger s'est occupée de la compilation informatisée et des analyses de données. Richard Engeman a élaboré les essais statistiques et les programmes informatisés à analyser.

Michael Fall a revu le présent rapport et fait de nombreuses suggestions à l'effet de l'améliorer. Marilyn Harris et Clara Schoenberger ont dactylographié de nombreux projets et Marilyn s'est chargée des textes et tableaux définitifs. Nous leur sommes reconnaissants de leur collaboration.

Les crédits nécessaires à la réalisation de ce travail ont été fournis par l'AELGA (Bureau Afrique), l'USAID et par AGP/ECLC, FAO.

Références

- Bruggers RMM Jaeger JO Keith PL Hegdal, JB Bourassa, AA Latigo & JN Gillis (1989) Impact of fenthion on nontarget birds during Quelea control in Kenya. *Wildl Soc Bull* 17:149-160
- Busby DG, PA Pearce, NG Garrity, & LM Reynolds (1983) Effect of an organophosphorus insecticide on brain cholinesterase activity in white-throated sparrows exposed to aerial forest spraying. *J Appl Ecol* 20:255-263
- Cramp S (ed) (1988) *The birds of the western Palearctic*, Vol. V. Oxford: Oxford University Press
- Ellman GL, KD Courtney, V Andres, Jr, & RM Featherstone (1961) A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol* 7:88-95
- Fite EC, LW Turner, NJ Cook & C Stunkard (1988) Guidance document for conducting terrestrial field studies. USEPA, Washington, DC
- Green RE (1985) Article "lark". In: B Campbell & E Lack (eds) *Dict Birds Calton & Vermillion* 319-320
- Grue CE, GVN Powell & NL Gladson (1981) Brain cholinesterase (ChE) activity in nestling Starlings: implications for monitoring exposure of nestling songbirds to ChE inhibitors. *Bull Environ Contam Toxicol* 26:544-547
- Grue CE, GVN Powell & MJ McChesney (1982) Care of nestlings by wild female Starlings exposed to an organophosphate pesticide. *J Appl Ecol* 19:327-335
- Grue CE & BK Shipley (1984) Sensitivity of nestling and adult Starlings to dicrotophos, an organophosphate pesticide. *Environ Res* 35:454-465
- Hamilton GA, K Hunter & AD Ruthven (1981) Inhibition of brain cholinesterase activity in songbirds exposed to fenitrothion during aerial spraying of forests. *Bull Environ Contam Toxicol* 27:856-863
- Hill, EF & WJ Fleming (1982) Anticholinesterase poisoning of birds: field monitoring and diagnosis of poisoning. *Environ Toxicol Chem* 1:27-38
- Holmes SB & PT Boag (1990) Inhibition of brain and plasma cholinesterase activity in Zebra Finches orally dosed with fenitrothion. *Environ Toxicol Chem* 9:323-334
- Mayfield H (1961) Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull* 73:255-261
- McEwen LC (1982) Review of grasshopper pesticides vs rangeland wildlife and habitat. Pages 362-382 in JM Peek & P D Dalke (eds) *Wildlife-Livestock Relationships Symposium* 10. University of Idaho, Moscow
- McEwen LC, LR DeWeese & P Schladweiler (1986) Bird predation on cutworms (Lepidoptera: Noctuidae) in wheat fields and chlorpyrifos effects on brain cholinesterase activity. *Environ Entomol* 15:147-151

Morel G & F Roux (1966) Les migrateurs paléarctiques au Sénégal. II Passereaux et synthèse générale. *Terre et Vie* 113:143-176

Odenkirchen EW & R Eisler (1988) Chlorpyrifos hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminant Hazard Reviews Report No 13 US Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland 34 pp

Peakall DB & JR Bart (1983) Impacts of aerial application of insecticides on forest birds. *CRC Crit Rev Environ Control* 13:117-165

Pearce PA & DB Peakall (1977) The impact of fenitrothion on bird populations in New Brunswick. Pages 299-306 in JR Roberts, R Greenhalgh & WK Marshall (eds) Fenitrothion: the long-term effects of its use in forest ecosystems—current status. Publ No 15389. National Research Council of Canada, Ottawa

Spray, CJ, HQP Crick & ADM Hart (1987) Effects of aerial applications of fenitrothion on bird populations of a Scottish pine plantation. *J Appl Ecol* 24:29-47

Stromborg KL, CE Grue, JD Nichols, GR Hepp, JE Hines & H C Bourne (1988) Postfledging survival of European Starlings exposed as nestlings to an organophosphorus insecticide. *Ecol* 69:590-601

Stromborg KL, LC McEwen & T Lamont (1984) Organophosphate residues in grasshoppers from sprayed rangelands *Chem Ecol* 2:39-45

TITRE VI

DISCUSSION GENERALE ET CONCLUSIONS

DISCUSSION

Récupération

Quoique les surfaces traitées dans le cadre de la présente étude aient été les plus étendues parmi celles ayant jusqu'à présent fait l'objet d'essais écotoxicologiques pour la lutte antiacridienne, les zones traitées sont relativement étroites en comparaison avec l'aire d'activité de la plupart des espèces, notamment de celles capables de voler. C'est pourquoi il est difficile de faire un parallèle avec les grandes surfaces traitées (des milliers de kilomètres carrés) à plus faible dosage pour la lutte contre les sauteriaux.

La vitesse de récupération des populations affectées dans une région traitée dépend de la rémanence de la substance toxique, du rétablissement des individus touchés par des effets non mortels, de la nature des effets (directs ou indirects) et de la capacité des populations à envahir les zones vides. Nous avons observé que les résidus de diflubenzuron ont persisté jusqu'à la fin de la saison des pluies, alors que de très faibles résidus d'organophosphorés persistaient probablement. Toutefois, l'on ignore à quel degré les éventuels résidus sur la végétation représentent un risque pour les autres composante de l'écosystème. La disponibilité biologique de ces résidus doit par conséquent être testée sur les organismes herbivores à l'occasion de prochaines études.

Les insecticides n'ont pas eu d'effet sur la végétation. Ainsi, les espèces herbivores seront vraisemblablement les premières à récupérer, la question de la disponibilité des ressources alimentaires ne constituant pas un problème. Toutefois, les prédateurs d'herbivores seront plus longs à se rétablir, étant donné que la densité des premiers dépend de celle des seconds. En général, les espèces prédateurs ne se nourrissant pas exclusivement d'une espèce (ex : les oiseaux insectivores, les carabidés et mouches asilides) récupéreront plus vite que la plupart des espèces parasites, qui, pour la majorité, ont des hôtes spécifiques. Compte tenu du fait que les importantes espèces parasites ayant été affectées (guêpes Ichneumonidae, Typhidae) se sont très lentement rétablies, les effets à long terme des traitements et la possibilité d'une constante réduction de ces espèces du fait des épandages annuels répétés doivent être l'objet d'un sérieux examen.

Même si le rôle de ces espèces est pratiquement inconnu, il est regrettable qu'il n'ait pas été possible d'étudier, de manière satisfaisante, les populations isolées des crustacés éphémères des mares de la savane. Les insecticides peuvent causer des dommages considérables à ces espèces adaptées aux conditions difficiles telles que des températures élevées et de longues années de sécheresse. L'état actuel de nos connaissances fait que ces populations sont considérées comme le groupe le plus vulnérable de

l'écosystème. Elles pourront, dans les études à venir, être de bonnes indices de la récupération de l'entier système.

Les effets locaux sur une population aviaire peuvent avoir une portée limitée étant donné les nombreux facteurs non-antropogéniques susceptibles d'affecter localement une population ainsi que leurs excellentes capacités migratoires. Cependant, dans l'essai concerné, les surfaces traitées étaient relativement peu étendues en comparaison avec celles traitées lors des campagnes contre le criquet sénégalais (OSE). Même si les dosages utilisés dans le cadre des campagnes anti-OSE sont plus faibles que ceux utilisés dans nos essais, la récupération des espèces affectées par ces traitements prendront un temps beaucoup plus considérable. C'est dans ce genre de situations que d'importantes populations d'oiseaux, en particulier celles souffrant de l'insuffisance des réserves alimentaires, sont le plus menacées.

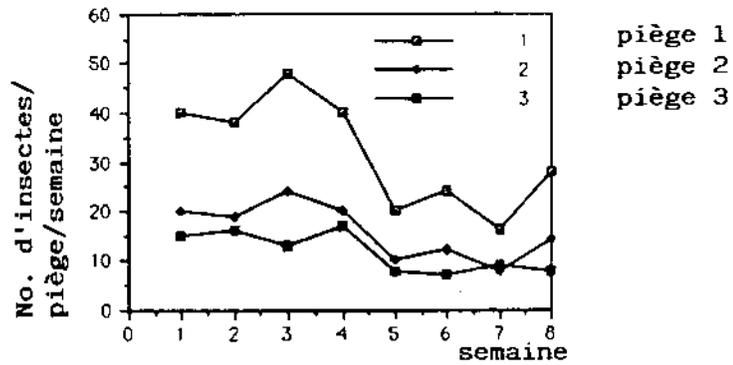
Effets sur les écosystèmes

Bien qu'aucun effet n'ait été décelé sur le fonctionnement des communautés microbiennes à la surface du sol, les résultats obtenus dans les autres parties de l'étude laissent croire que des traitements à grande échelle répétées chaque année (comme les traitements contre OSE) peuvent affecter d'autres fonctions de l'écosystème, notamment par une réduction de la biomasse et de l'activité d'un certain nombre de vertébrés. Les fourmis qui sont parmi les espèces les plus importantes pour le fonctionnement de l'écosystème, ont été touchées et il y a des indications qui font penser à l'existence d'effets éventuels sur les termites épigés. En raison du rôle de ces deux groupes dans la fragmentation des matières végétales, la réminéralisation et la bioturbation du sol, cet effet devrait être considéré comme un résultat essentiel de l'étude pilote. Les recherches qui seront effectuées plus tard sur ce sujet doivent inclure la composition végétale et la production de biomasse.

Analyse statistique

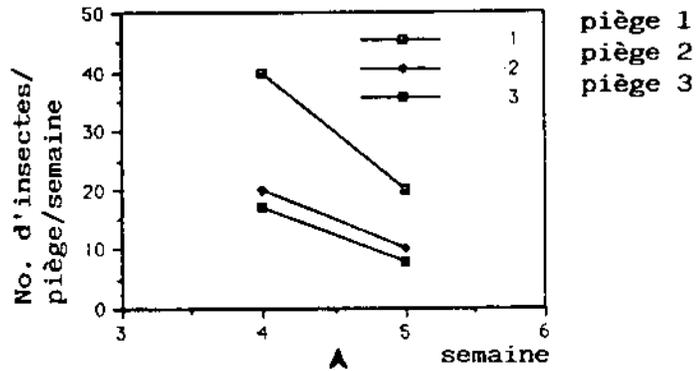
L'analyse statistique des données issues de ce type d'étude n'est pas évidente et il convient d'émettre quelques remarques sur le sujet. La Figure XIII.1a. offre une idée des données typiques concernant une parcelle. Sur une parcelle donnée, le nombre d'insectes pris dans 3 pièges est noté 4 semaines avant et après le traitement. Il n'y a pas eu de répétition des traitements, seulement plusieurs pièges sur la même parcelle. Il nous faut vérifier si, après les traitements, les nombres sont significativement plus bas qu'auparavant si on les compare à la tendance dans les parcelles témoins. Toutefois, étant donné que l'importance des captures dépend, dans une très large mesure, de la localisation des pièges, l'essai doit être réalisé pour chaque piège. Selon le système classique, il faut vérifier par piège si sur toute la parcelle, les changements par piège répété, sont importants par rapport à la parcelle témoin. Cela signifie que toute analyse qui considère globalement les différentes captures de pièges à des dates spécifiques avant le traitement et qui les compare ensuite avec des

Figure XIII.1a



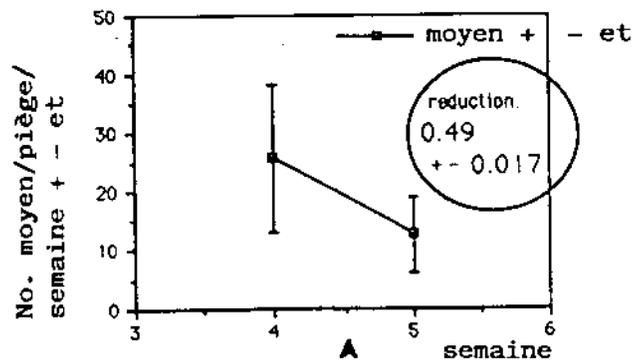
Ensemble typique de captures de 3 pièges sur la même parcelle. Le traitement a eu lieu entre la 4^e et la 5^e semaines.

Figure XIII.1b



Changements dans l'abondance dans les 3 pièges entre la 4^e semaine et la 5^e semaine.

Figure XIII.1c



Moyennes des captures par piège pour les 4^e et 5^e semaines, ajouté à leur écart type (et). A noter que les ET égalent plus de 50% des captures moyennes. Cependant, l'ET pour la réduction moyenne après traitement n'est que de 3% (encerclé).

données globales concernant l'après traitement, devrait être évitée. Cette démarche provoquera de prendre en compte des variances plus importantes que nécessaire entre les différents pièges et, donc, de rendre l'essai moins précis. Cela est clarifié par la Figure XIII.1b,c. La Figure XIII.1b montre une réduction au niveau de 3 pièges d'une parcelle donnée, de la veille au lendemain du traitement. Toutes les captures baissent de la même manière et l'écart type du taux de réduction est faible. Lorsque les données sont exprimées en termes de moyenne et d'écart type au niveau des 3 pièges combinés, le graphique ressemble à la Figure XIII.1c. La baisse semble beaucoup moins convaincante étant donné son haut niveau de variation. Toute analyse basée sur ces variances cumulées (ex. : les normes ANOVA) devrait être évitée avec ces ensembles de données. Il convient d'effectuer des analyses couplées de quelque sorte, en associant par deux les données, avant et après traitement, d'un même piège.

Stewart-Oaten et al. (1986) et van der Voet (1987) ont décrit une méthode pour l'analyse de données similaires, basée sur une "pseudo-répétition". Ils ont utilisé comme statistiques relatives à l'essai la différence de la moyenne du log (densité) dans les parcelles traitées (et à traiter) et les parcelles témoin, puis les ont comparé avant et après le traitement. En utilisant ces statistiques ils ont défendu l'idée que les dates d'échantillonnage sont comme des "pseudo-répétitions". Ils prétendent que les répétitions à l'intérieur des parcelles n'ont aucune valeur pour l'évaluation de ce qu'ils appellent "le processus moyen" du processus examiné. Leurs arguments semblent très convaincants. Néanmoins, si l'on ne s'intéresse qu'aux valeurs moyennes, sans mesurer la variabilité de cette moyenne, un échantillonnage par jour devrait suffire. Ce qui permet à leur méthode, consistant à n'utiliser que des moyennes d'être cohérente, est le fait qu'ils basent leur évaluation de variance sur la variabilité dans le temps, qui à leur avis, est un meilleur moyen pour traiter les données d'essai dont nous disposons. L'applicabilité de leur méthode dépend alors du nombre de pseudo-répétitions ou d'échantillons réalisés à des dates consécutives. Il y a, dans notre étude pilote, un maximum de 4 répétitions de ce genre et souvent moins. Cela pourrait sembler une base relativement faible pour des comparaisons statistiques et mènera, dans de nombreux cas, à des tests statistiques conservatifs qui ne reconnaissent pas de différences subtiles. En outre, Stewart-Oaten et al. (1986) déclarent que leur analyse n'est valable que pour les parcelles traitées et témoins qui connaissent des fluctuations comparables (au sujet desquelles les différences entre les blocs traités et témoins n'ont pas révélé l'existence d'une tendance avant traitement). Malheureusement, cela a rarement été le cas avec les données de notre étude pilote, relatives aux arthropodes.

Etant donné que les analyses à venir de l'impacte de la lutte antiacridienne ne consisteront presque toujours qu'en de courtes séries chronologiques en raison de la brève saison des pluies au Sahel, la méthode proposée par Stewart-Oaten et al., ne semble pas idéale. Toutefois, dans les situations où les moyens sont limités, et les régions à comparer étendues, leur méthode est, pour l'instant, la meilleure. Les arguments utilisés pour justifier la décision de retenir des dates différentes pour la série

d'échantillonnages dites "pseudo-répétitions", après une transformation valable sont très importants. Leur méthode permet également d'utiliser un modèle pour la récupération en appliquant, par exemple une transformation logarithmique des différences entre les différentes moyennes posttraitement. En outre, les différences entre les divers pièges ont deux origines : la variation entre pièges et la variation stochastique de la valeur moyenne de chaque piège. C'est pourquoi nous suggérons qu'au lieu d'utiliser seulement les valeurs moyennes, il soit également tenu compte des différences de ces moyennes. Ces différences risquent de ne pas être utiles pour l'évaluation de la moyenne du processus (la validité de l'effet observé en d'autres circonstances) mais il donne des informations sur la réalité de l'effet du pesticide trouvé dans le cas en question. Une telle analyse pourrait ressembler à un ANOVA dans lequel les données post ou prétraitement sont couplées par piège. Les statistiques relatives seraient donc celles décrites par Stewart-Oaten et al. : la différence entre le log (témoin) et le log (traité).

Il faut impérativement que dans un futur proche, une méthode statistique adéquate soit développée pour ces courtes séries d'essais chronologiques.

Conclusions

Les résultats de cette étude pilote font croire que l'utilisation des composés organophosphorés (chlorpyrifos et fénitrothion) contre les criquets dans la savane sahélienne peut entraîner des effets à long terme dans la faune aquatique et terrestre non-cible.

Les données fournissent aussi la preuve de la relative innocuité de l'inhibiteur de croissance des insectes (le diflubenzuron) utilisé dans les mêmes conditions.

Les études écotoxicologiques à venir sur la lutte chimique contre les criquets et les sauteriaux doivent prendre en compte les paramètres indicateurs ci-après :

- performance aviaire reproductive ; mouvements et survie des individus immatures
- espèces de petits poissons (tels que *Porogobius schlegelii*)
- macrocrustacés tels que *Caridina africana*, *Triops sp.* et *Palaemonetes africanus*
- diverses espèces de Coleoptera et d'Hymenoptera citées au Chapitre IX
- termites fouisseuses de surface

Les prochains essais de terrain doivent, chaque fois que possible, intégrer les répétitions, soit dans un même essai ou par d'autres observations répétées et les méthodes statistiques doivent être affinées.

Les espèces suivantes peuvent être de bons indicateurs à utiliser dans les essais de laboratoire prophétiques sur la toxicité :

- macrocrustacés
- Carabidae ou Tenebrionidae
- un grand nombre d'Hymenoptera

La présente étude devrait être considérée comme une étude de cas d'une valeur prophétique restreinte pour d'autres zones et composés. C'est pourquoi il faudrait réaliser d'autres essais avec des acridicides, dans des habitats comparables ou différents, au Sénégal ou dans d'autres pays (ex : Mali, Mauritanie).

Les résultats laissent à penser que les opérations d'épandage de grande échelle telles que les traitements contre le criquet pèlerin peuvent induire de graves effets à long terme. Ces opérations devraient en conséquence être l'objet d'un suivi au Sénégal et ailleurs.

La technique d'intégration de plusieurs disciplines (chimie environnementale, toxicologie et écologie), mise en oeuvre dans l'étude pilote, a très bien fonctionné et devrait être poursuivie ; la coopération entre plusieurs instituts locaux et étrangers, de même que la formation initiée, devraient également être poursuivies.

Références

Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. et Parker, K.R., 1986. "Environmental Impact Assessment: 'Pseudoreplication' in Time?" Ecology 67 (4): pp.929-940.

van der Voet H., 1987. Het bepalen van behandelingseffecten op grond van korte tijdreeksen (Evaluation des effets des traitements sur la base de courtes séries chronologiques). TNO Institut de l'informatique appliqué, Wageningen, Pays-Bas, Document interne ITI B30, p. 40 (en hollandais).

