

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE PRESENTE A  
L'UNIVERSITE DU QUEBEC A TROIS-RIVIERES

COMME EXIGENCE PARTIELLE  
A L'OBTENTION DU DIPLOME DE MAITRISE  
EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

CLAUDE FORTIN

EVALUATION DE L'IMPACT D'UN TRAITEMENT AU TEMEPHOS, SUR  
LA FAUNE COMPAGNE ( ZOOPLANCTON) DE LARVES DE MOUSTIQUES  
EN MILIEU TEMPORAIRE

DECEMBRE 1984

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## REMERCIEMENTS

La réalisation de ce travail a été possible grâce à la collaboration de plusieurs personnes du Département de Chimie-Biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières.

En premier lieu je tiens à souligner le support assidu des Dr Alain Maire et Raymond Leclair, professeurs-chercheurs du Groupe de Recherche sur les Insectes Piqueurs qui m'ont dirigé dans la réalisation de cet exercice. Je les remercie pour leurs critiques constructives et l'assistance financière qu'ils m'ont fournie.

Je remercie chaleureusement les personnes suivantes qui m'ont assisté de près ou de loin, tout au long de ce travail. Merci à vous tous:

Antoine Aubin, Christian Back, Jean-Pierre Beaudoin, Jean-Louis Benoit, Bruno Bussières, Alain Chalifour, Jacques Drolet, Suzanne Dupuis, Céline Guilbert, Gilles Landry, André Leblanc, Claude Leblanc,

Jean-François Morin, Mireille Nadeau, Hélène Rioux, Roger Savignac, Martine Talbot, Claude Tessier et Louise Vallières.

Le soutien financier nécessaire à cette entreprise a été assuré par une bourse d'étude de 2<sup>e</sup> cycle obtenue du Fonds F.C.A.C. ainsi que de subventions de recherche du C.R.S.N.G. et du Fonds F.C.A.C. obtenus par les Dr Alain Maire et Raymond Leclair.

## TABLE DES MATIERES

-REMERCIEMENTS.....	1
-TABLE DES MATIERES.....	iii
- LISTE DES FIGURES .....	vii
- LISTE DES TABLEAUX.....	1
- INTRODUCTION.....	5
- Chapitre 1. INFORMATIONS PREALABLES.....	5
1.1 Rappel du cycle de développement du moustique et des stratégies de contrôle.....	5
1.1.1 Cycle du moustique.....	5
1.1.2 Stratégies de contrôle.....	8
1.2 Le temephos, insecticide organophosphoré.....	9
1.2.1 Présentation succincte.....	9
1.2.2 Mode d'action.....	10
1.2.3 Sélectivité.....	12
- Chapitre 2. MATERIEL ET METHODES.....	14

<b>2.1 Cadre biophysique.....</b>	<b>14</b>
2.1.1 Description du site.....	14
2.1.2 Conditions climatiques.....	16
2.1.3 Choix et description des stations.....	19
<b>2.2 Plan d'échantillonnage.....</b>	<b>21</b>
2.2.1 Calendrier d'échantillonnage.....	21
2.2.2 Protocole d'échantillonnage et d'identification.....	22
2.2.2.1 Variables physicochimiques.....	22
2.2.2.2 Variables biologiques.....	23
2.2.3 Témoins spatial et temporel.....	25
2.2.4 Protocole de traitement.....	25
2.2.5 Suivi de l'activité résiduelle.....	28
<b>- Chapitre 3. RESULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>29</b>
3.1 Description des stations.....	29

3.1.1 Variables physicochimiques.....	29
3.1.1.1 Température et volume d'eau.....	29
3.1.1.2 Conductivité, pH et oxygène dissous.....	34
3.1.2 Variables biologiques, analyse qualitative.....	43
3.1.2.1 Distribution des taxons.....	43
3.1.2.2 Présentation succincte.....	47
3.2 Description de l'effet du traitement: variables biologiques, analyse quantitative.....	53
3.2.1 Les Diptères.....	62
3.2.2 Les Cladocères.....	71
3.2.3 Les Copépodes.....	72
3.2.4 Comparaisons avec la littérature.....	76
3.3 Suivi de l'activité résiduelle.....	84

- Chapitre 4. SYNTHESE ET CONCLUSION.....	94
- BIBLIOGRAPHIE.....	98



## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1:</b> Cycle de développement de la plupart des espèces de Culicides printaniers que l'on retrouve en milieu forestier tempéré.....	7
<b>Figure 2:</b> Structure moléculaire du temephos.....	14
<b>Figure 3:</b> Géologie des sédiments meubles de la région de Trois-Rivières, d'après Gadd (1980). Localisation des stations d'échantillonnage.....	15
<b>Figure 4:</b> Températures mensuelles à Trois-Rivières pour la période de 1941-1970, d'après les données fournies par Environnement-Canada.....	17
<b>Figure 5:</b> Précipitations mensuelles à Trois-Rivières pour la période de 1941-1970, d'après les données recueillies par le Ministère des Richesses Naturelles (1977).....	19
<b>Figure 6:</b> Bathymétrie des 3 stations retenues pour l'étude.....	20
<b>Figure 7:</b> Distribution et regroupement des coups de louche pour l'échantillonnage du matériel biologique.....	24
<b>Figure 8:</b> Structure de l'étude d'impact, adapté de Green (1979).....	26
<b>Figure 9.1:</b> Evolution temporelle des températures minimale et maximale enregistrées aux 3 stations, pendant la saison 1982.....	30
<b>Figure 9.2:</b> Evolution temporelle des températures minimale et maximale enregistrées aux 3 stations, pendant la saison 1983.....	31
<b>Figure 10.1:</b> Evolution temporelle du volume d'eau aux 3 stations pendant la saison 1982.....	32

<b>Figure 10.2:</b> Evolution temporelle du volume d'eau aux 3 stations pendant la saison 1983.....	33
<b>Figure 11.1:</b> Evolution temporelle du pH mesuré aux 3 stations, pendant la saison 1982.....	35
<b>Figure 11.2:</b> Evolution temporelle du pH mesuré aux 3 stations, pendant la saison 1983.....	36
<b>Figure 12.1:</b> Evolution temporelle de la conductivité mesurée aux 3 stations , pendant la saison 1982.....	37
<b>Figure 12.2:</b> Evolution temporelle de la conductivité mesurée aux 3 stations , pendant la saison 1983.....	38
<b>Figure 13.1:</b> Evolution temporelle de l'oxygène dissous, exprimé en pourcentage de saturation, aux 3 stations pendant la saison 1982.....	39
<b>Figure 13.2:</b> Evolution temporelle de l'oxygène dissous, exprimé en pourcentage de saturation, aux 3 stations pendant la saison 1983.....	40
<b>Figure 14.1:</b> Précipitations quotidiennes pendant la période d'échantillonnage de 1982.....	41
<b>Figure 14.2:</b> Précipitations quotidiennes pendant la période d'échantillonnage de 1983.....	42
<b>Figure 15.1:</b> Diagramme de Venne illustrant la distribution des organismes recensés aux 3 stations, pour la saison 1982.....	44
<b>Figure 15.2:</b> Diagramme de Venne illustrant la distribution des organismes recensés aux 3 stations, pour la saison 1983.....	45
<b>Figure 16.1:</b> Evolution temporelle des densités de Diptères recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.....	54

<b>Figure 16.2:</b> Evolution temporelle des densités de Diptères recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.....	55
<b>Figure 17.1:</b> Evolution temporelle des densités de Cladocères recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.....	56
<b>Figure 17.2:</b> Evolution temporelle des densités de Cladocères recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.....	57
<b>Figure 18.1:</b> Evolution temporelle des densités de Copépodes recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.....	58
<b>Figure 18.2:</b> Evolution temporelle des densités de Copépodes recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.....	59
<b>Figure 19.1:</b> Evolution temporelle des densités d'Ostracodes recensés à la station 3 pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.....	60
<b>Figure 19.2:</b> Evolution temporelle des densités d'Ostracodes recensés à la station 3 pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.....	61
<b>Figure 20.1:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Diptères recensés pendant la saison 1982.....	63
<b>Figure 20.2:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Diptères recensés pendant la saison 1983.....	64
<b>Figure 21.1:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Cladocères recensés pendant la saison 1982.....	65

<b>Figure 21.2:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Cladocères recensés pendant la saison 1983.....	66
<b>Figure 22.1:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Copépodes recensés pendant la saison 1982.....	67
<b>Figure 22.2:</b> Sphères illustrant les proportions relatives des différents Copépodes recensés pendant la saison 1983.....	68
<b>Figure 23:</b> Analyse probit de la mortalité des larves de 4e stade de <i>Aedes communis</i> exposées à l'eau des 2 stations traitées. La droite de régression et les intervalles de confiance à 95 % sont représentés.....	85
<b>Figure 24:</b> Schématisation des mécanismes impliqués dans la dégradation des pesticides dans le milieu aquatique, (adapté de Lee <i>et al</i> / 1982; Pionke et Chester 1973; Marshall et Roberts 1978).....	86
<b>Figure 25:</b> Evolution journalière des températures maximale et minimale aux 2 stations traitées, pendant la période de suivi de l'activité résiduelle de l'insecticide.....	88

## Introduction

Depuis plus de 10 ans, le Groupe de Recherche sur les Insectes Piqueurs (GRIP) poursuit des travaux dans le but de mieux connaître les diptères piqueurs (Culicidae, Simuliidae et Tabanidae) et les milieux au sein desquels ces insectes se développent. L'essentiel de ces travaux a porté sur la taxonomie, l'écologie et la distribution de ces insectes. Une des applications pratiques de ces recherches réside dans l'élaboration de programmes de contrôle et de leur suivi environnemental.

Au Québec, plusieurs phénomènes concourent actuellement à augmenter la demande en programmes de contrôle des diptères piqueurs. Ainsi:

- le développement extensif des banlieux rapprochant les citadins des gîtes de développement et de dispersion des diptères piqueurs;
- l'engouement de plus en plus marqué pour la pratique des activités de plein-air;
- la construction et la mise en fonction d'un vaste réseau de centrales hydro-électriques, entraînant la création d'agglomérations humaines dans les zones où pullulent les insectes piqueurs;
- et enfin, la détection récente sous nos latitudes de maladies transmises

aux humains par les moustiques, cas d'encéphalites dans la région d'Entrelacs (Belloncik *et al.* 1983).

Prévoyant une tendance à la hausse des interventions insecticides, nous avons jugé à propos d'en étudier les effets sur le milieu naturel. La littérature scientifique traitant du sujet est relativement abondante, cependant des lacunes importantes persistent. En effet, peu de documents rapportent les résultats d'études exhaustives menées dans les mares temporaires, milieu privilégié de développement pour les larves du genre *Aedes*, reconnu comme agent principal de la nuisance sous nos latitudes.

La plupart des documents consultés:

- 1- rapportent les résultats de travaux menés en milieux expérimentaux, lesquels ne sont pas toujours représentatifs des conditions en milieu naturel;
- 2- ne s'intéressent qu'à une évaluation de l'efficacité des traitements sans s'attarder à la détermination des répercussions sur la faune compagne;
- 3- n'évaluent le plus souvent que l'impact à court terme des traitements sans s'attarder au processus de recolonisation des habitats.

Le projet que nous avons conçu et réalisé a donc pour objectifs de décrire l'effet d'un traitement dirigé contre les larves de moustiques, sur les communautés zooplanctoniques de mares temporaires en milieu naturel.

Nous avons utilisé l'insecticide organophosphoré temephos, seul insecticide actuellement homologué au Canada pour le contrôle des moustiques. L'échantillonnage a été effectué dans un milieu largement répandu à travers le Bouclier canadien: les mares à feuilles en milieu forestier. Ce milieu est des plus productifs en espèces culicidiennes susceptibles d'être vectrices de maladies transmissibles à l'homme.

Pour ce travail, nous avons sélectionné 3 mares temporaires, dont 2 ont subi le traitement au temephos. La troisième a été gardée comme témoin. L'échantillonnage a été réparti sur 2 années.

Nous avons concentré notre attention sur les entomostracés (Copépodes, Cladocères et Ostracodes) et les Culicides. Les entomostracés présentent l'intérêt de coloniser de façon continue les milieux temporaires, tandis que les Culicidés sont les organismes visés par le traitement. Ces 2 groupes d'organismes présentent l'avantage de pouvoir être échantillonnés avec le même appareil: la louche.

Cette étude se divise en 3 parties:

- une description générale du milieu étudié, en termes de physico-chimie et d'espèces présentes;

- la description de l'effet du traitement à la fois sur les organismes visés et sur les espèces compagnes, en termes de chute des populations et de recolonisation des habitats;

- un suivi de l'activité résiduelle de l'insecticide dans l'eau des gîtes, permettant d'entamer une discussion sur les mécanismes de dégradation des insecticides organophosphorés en milieu aquatique.



## CHAPITRE 1. INFORMATIONS PREALABLES

### 1.1 Rappel du cycle de développement du moustique et des stratégies de contrôle

#### 1.1.1 Cycle du moustique

Les moustiques (Diptera: Culicidae) ont un cycle de développement divisé en deux phases distinctes. Une phase aquatique, pendant laquelle les larves se développent et se transforment en nymphes, desquelles émergeront les adultes ailés qui se reproduiront pendant la phase aérienne. Les facteurs les plus importants concernant le développement de ces insectes sont la durée de mise en eau des habitats larvaires et la température. Les moustiques ont su s'adapter aux divers milieux aquatiques disponibles; on les retrouve en abondance de l'équateur aux cercles polaires (Ross, 1964).

Les conditions prévalant au Québec, hiver long et rigoureux associé à une brève durée de mise en eau des habitats larvaires, sont telles que seulement les espèces qui présentent certaines adaptations ont pu s'y implanter. Selon Ross (1964) les *Aedes*, du sous-genre *Ochlerotatus* dominant la zone tempérée de l'Amérique du Nord. Cela est confirmé, en terme de nuisance, par

Maire *et al.* (1976),

" l'essentiel du problème soulevé par les moustiques dans le Québec méridional est dû aux espèces printanières du genre *Aedes*, vulnérantes, et dont les populations sont les plus abondantes et les plus largement réparties sur le territoire".( p. 58)

Les anglophones dénomment ce groupe "snowmelt *Aedes*", ceci dû au fait que ces espèces se développent principalement dans les gîtes larvaires constitués tôt au printemps, lors de la fonte de la neige. Pour les Culicidés ces gîtes présentent l'avantage d'être très abondants mais l'inconvénient de ne durer que peu de temps. Selon Kardatzke (1977) les "snowmelt *Aedes*" sont des espèces univoltines, passant l'hiver sous forme d'oeuf.

La figure 1 présente le cycle de développement de la plupart des *Aedes* printaniers du Québec, on y remarque:

- une phase aquatique, qui dure entre deux semaines et un mois et se déroule dans les milieux aquatiques peu profonds. A partir de l'éclosion, les insectes traversent quatre stades larvaires et un stade nymphal;

- une phase aérienne, qui commence avec l'émergence des adultes et qui dure aussi environ un mois. Pour les *Aedes* printaniers l'émergence est distribuée de la fin mai à la mi-juin.

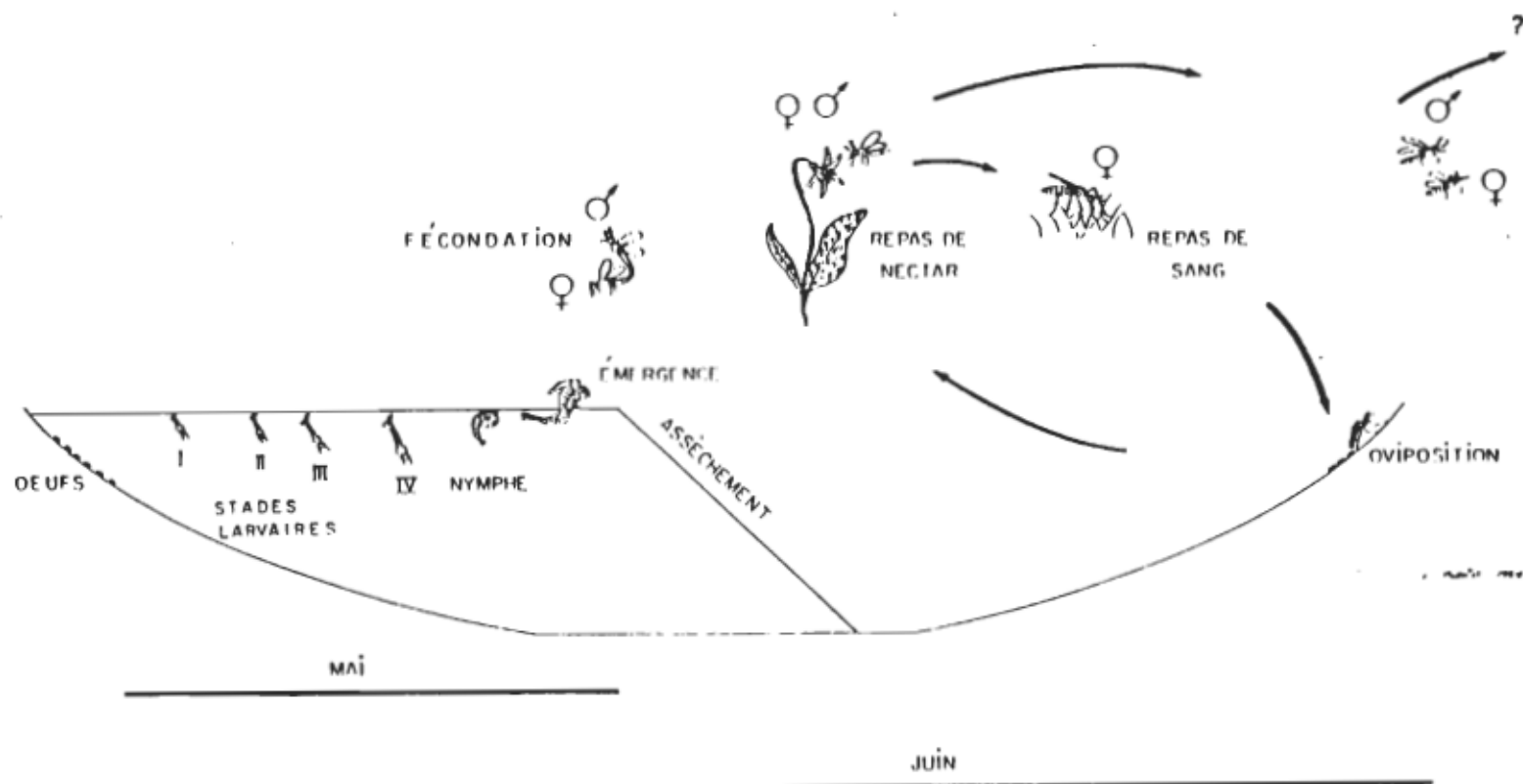


Figure 1: Cycle de développement de la plupart des espèces de Cullidés printaniers que l'on retrouve en milieu forestier tempéré.

La fécondation des femelles a lieu peu après l'émergence. Chez les espèces anautogènes, ayant besoin d'un apport protéique exogène pour la maturation de leurs oeufs, les femelles se mettent en quête d'un à plusieurs repas de sang. C'est ce phénomène qui est responsable de la nuisance que l'on reconnaît aux moustiques.

Lorsque leurs oeufs sont développés, les femelles recherchent les sites d'oviposition. Il a été démontré que ces sites ne sont pas choisis au hasard (Maire et Aubin 1976, 1980; Maire *et al.* 1979). Chez la plupart des espèces du genre *Aedes*, les femelles déposent leurs oeufs en périphérie des mares en voie d'assèchement. Le mécanisme responsable de cette sélection n'est pas encore élucidé (Maire, 1983), il est cependant reconnu que la végétation constitue un indicateur fiable de ces sites.

### 1.1.2 Stratégies de contrôle

Le contrôle des moustiques peut s'exercer sur chacune des phases aquatiques et aériennes. Plusieurs facteurs concourent cependant à favoriser le contrôle en phase aquatique:

- pendant leur développement, les larves sont confinées dans un milieu circonscrit et connu, tandis que les adultes sont dispersés de façon beaucoup plus aléatoire pendant la phase aérienne.

- les gîtes de développement larvaires sont facilement identifiables. Par interprétation aérienne de la végétation on peut alors identifier les gîtes à partir desquels émergeront les espèces responsables de la nuisance.

- le milieu aquatique, de par ses caractéristiques, permet un contact beaucoup plus intime des larves avec l'insecticide et ce, pour un temps prolongé. Pendant la phase aérienne, on doit utiliser des insecticides plus puissants à des doses beaucoup plus fortes, ceci dû au faible temps de contact de l'insecticide. De plus, ce milieu permet par l'évaluation du volume d'eau de déterminer les quantités d'insecticide à utiliser afin d'obtenir des concentrations précises.

- le contrôle a ainsi lieu avant l'apparition de la nuisance.

## 1.2 Le temephos, insecticide organophosphoré

### 1.2.1 Présentation succincte

Le temephos (figure 2) est un insecticide de la famille des organophosphorés. Il a été enregistré sous le nom commercial Abate® en 1965 (Anonyme). L'Organisation Mondiale de la Santé l'a enregistré sous le no. OMS 786.

Pour le traitement nous avons utilisé une formulation liquide, Abate 4 E®, concentrée à 48 % de matière active. Les solvants et émulsifiants utilisés nous sont inconnus.

### 1.2.2 Mode d'action

Comme les autres organophosphorés, le temephos est un inhibiteur de cholinestérases, enzymes responsables de l'hydrolyse de l'acétylcholine, médiateur chimique de l'influx nerveux.

Matsumara (1975) explique cette inhibition par un blocage des sites d'action de l'enzyme cholinestérase. Une forte ressemblance structurale entre l'acétylcholine et les molécules des organophosphorés serait responsable de ce mécanisme. D'après Metcalf (1971) l'inhibition des cholinestérases est irréversible. Les effets physiologiques résultants chez les insectes seraient: hyperactivité, convulsions, paralysie et finalement mort de l'organisme. Les

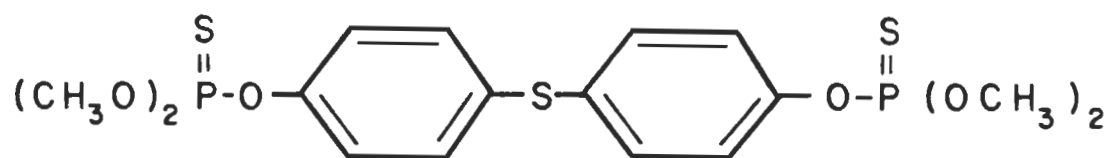


Figure 2: Structure moléculaire du temephos.

voies gastrointestinales, respiratoires et cutanées seraient selon le même auteur, celles par lesquelles l'insecticide entre dans les organismes.

O'brien (1967) et Matsumara (1975) affirment que la plupart des insecticides organophosphorés seraient *in vivo* de faibles inhibiteurs de cholinestérases. Les analogues oxydés, présentant un lien phosphate, (p-o) au lieu du lien phosphorothioate (p-s), seraient cependant des inhibiteurs beaucoup plus efficaces. Un processus d'activation, consistant en une transformation du lien p-s en p-o, se produisant *in vivo*, serait responsable de la haute toxicité des composés organophosphorés. Selon Matsumara (1975), les dérivés oxydés seraient cependant beaucoup moins stables et plus sujets à l'hydrolyse que les structures originales. Leur polarité plus importante les rendrait moins aptes à franchir la cuticule des insectes. Leesch et Fukuto (1972) ont comparé, sur des larves de moustiques, la toxicité de composés oxydés dérivés du temephos avec la molécule originale. Leurs résultats confirment les hypothèses de Matsumara.

### 1.2.3 Sélectivité

Metcalf (1971) explique la sélectivité relative des organophosphorés, dont la toxicité est plus marquée chez les insectes que chez les mammifères, par des



processus d'activation et de détoxication différents. Selon Matsumara (1975), des différences fondamentales de fonctionnement entre les systèmes nerveux des insectes et des mammifères seraient responsables d'une partie de cette sélectivité. Chez les insectes l'acetylcholine est le seul transmetteur chimique de l'influx nerveux, alors que chez les mammifères il existe d'autres transmetteurs chimiques tels l'adrénaline et la noradrénaline.

Le dernier auteur explique enfin que chez les insectes on retrouve beaucoup de terminaisons nerveuses exposées sans aucune protection; cette situation est très rare chez les mammifères.

## CHAPITRE 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1 Cadre biophysique

#### 2.1.1 Description du site

Le site retenu pour cette étude est localisé à la périphérie immédiate de l'agglomération de Trois-Rivières (46° 18' N, 72° 37'O), (figure 3). Au printemps, on peut y constater une importante accumulation d'eau, suite à la fonte des neiges. Deux facteurs expliquent cette situation:

- ce site se trouve sur une formation géologique, le Till de Gentilly (Ochietti,1980), caractérisée par un mince dépôt argileux qui repose sur un lit de sables colmatés;
- de plus, selon Maire *et al.* (1976) une exploitation forestière anarchique serait responsable du mauvais entretien du réseau hydrographique existant.

Quant au paysage végétal qu'on y trouve, Maire *et al.* (1976) le décrivent comme suit;

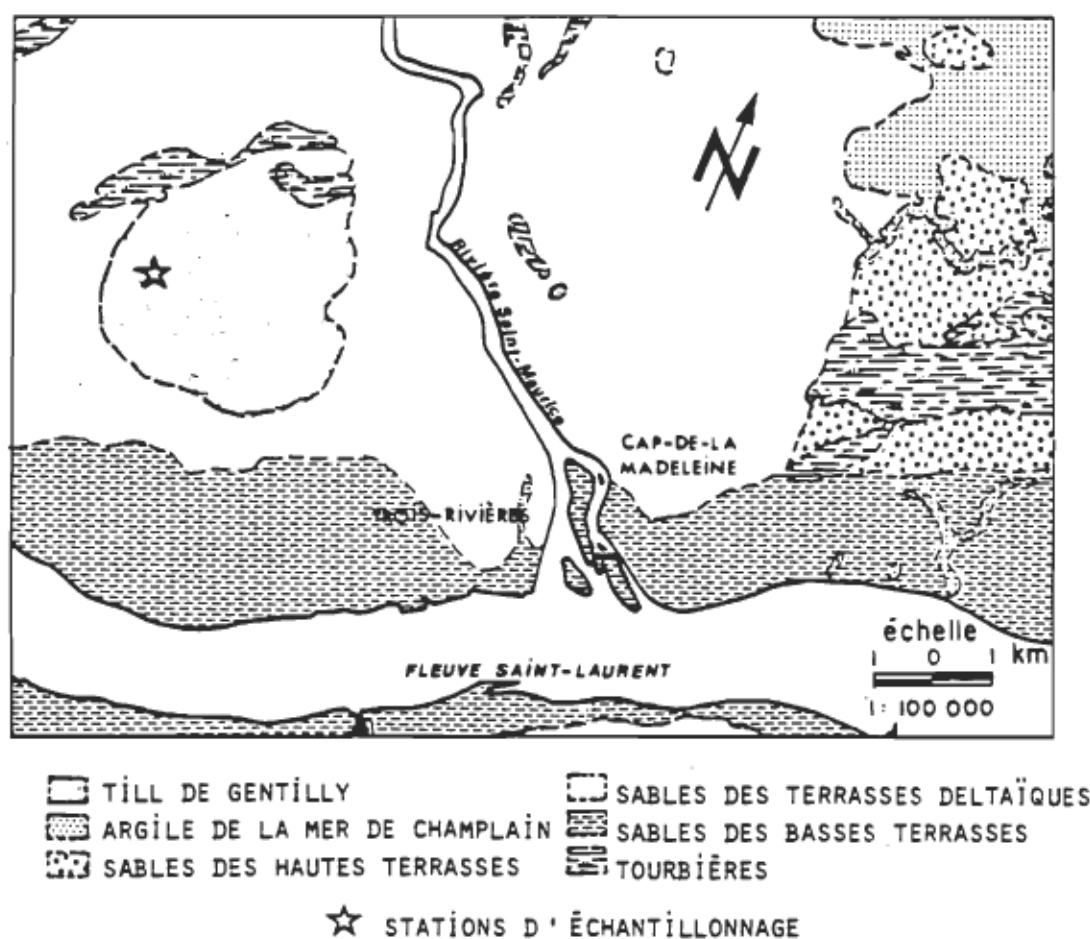


Figure 3: Géologie des sédiments meubles de la région de Trois-Rivières, d'après Gadd (1971). Localisation des stations d'échantillonnage.

"... sur les dépôts morainiques à mauvais drainage du Till de Gentilly (on retrouve) les peuplements forestiers hygrophiles caractérisés par l'Erable rouge (*Acer rubrum*) occupant les zones dépressionnaires. Ils constituent l'essentiel des gîtes à Culicides de la région. Les pentes et les sommets de buttes sont occupés par des groupements dérivés de l'Érablière laurentienne. Ils sont caractérisés essentiellement par trois essences: l'érable à sucre (*Acer saccharum*), mais surtout le hêtre (*Fagus grandifolia*), favorisé par des coupes successives, et par la pruche (*Tsuga canadensis*), qui se développe en bas de talus de même que sur les pentes humides." ( p. 59)

### 2.1.2 Conditions climatiques

La température et les précipitations sont les 2 éléments régissant le début, l'ampleur et la durée de la mise en eau des gîtes à moustiques.

Dans la région de Trois-Rivières, la moyenne annuelle de température est de 4,4 C. Les extrêmes ( figure 4) sont en janvier ( température moyenne de -11,05 C) et en juillet ( avec une température moyenne de 19,88 C). Ces moyennes sont calculées sur des données de 30 ans (1941-1970).

Concernant les précipitations, elles sont à peu près réparties également tout le long de l'année, avec cependant un léger pic en été, (figure 5). La moyenne annuelle sur 30 ans donne une lame d'eau d'environ 1 mètre (999,7

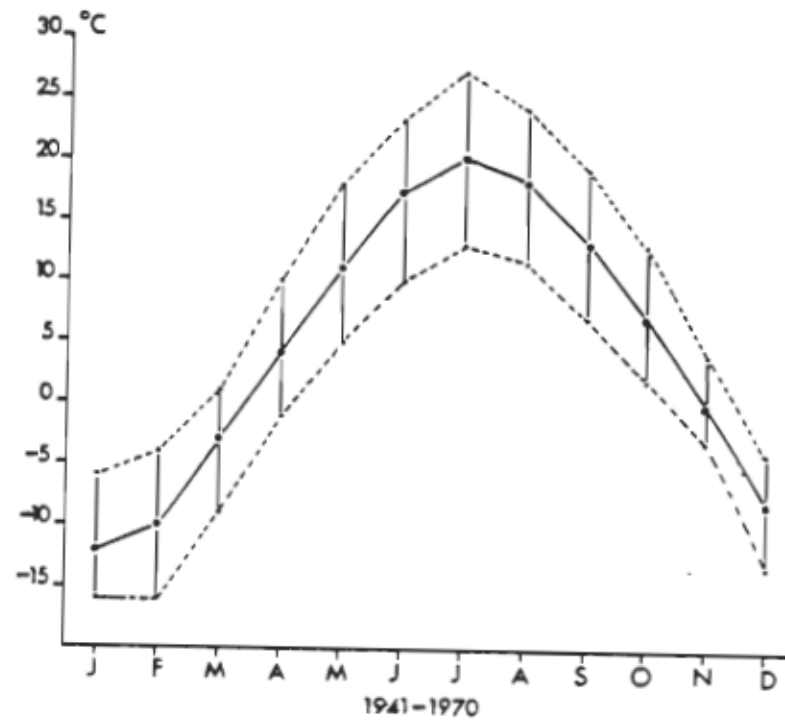


Figure 4: Températures mensuelles à Trois-Rivières pour la période de 1941-1970, d'après les données fournies par Environnement-Canada.

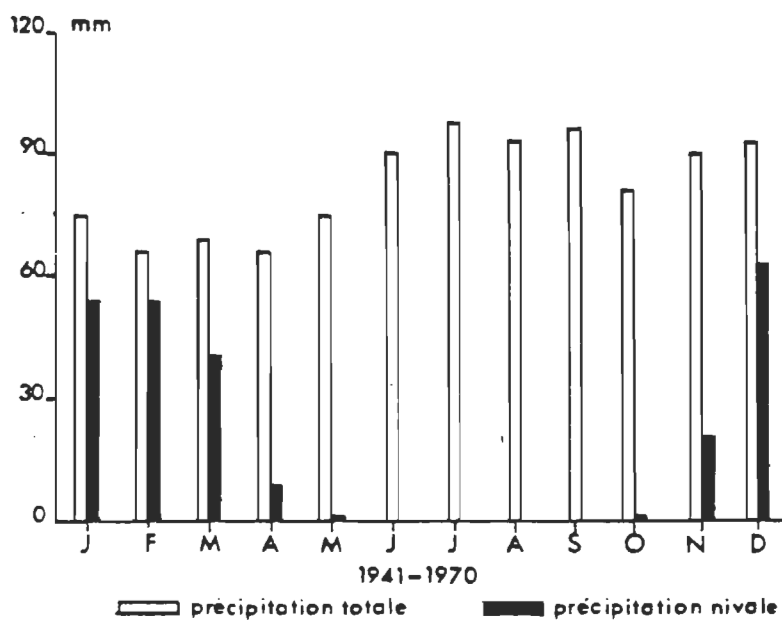


Figure 5: Précipitations mensuelles à Trois-Rivières pour la période de 1941-1970, d'après les données recueillies par le Ministère des Richesses Naturelles (1977).

mm).

L'accumulation massive de la neige en hiver, suivie d'un réchauffement subit au printemps sont responsables des importantes mises en eau que l'on constate. Le dégel tardif des sols forestiers retarde l'infiltration de cette eau dans le sol.

### 2.1.3 Choix et description des stations

Sur le site retenu, nous avons choisi pour cette étude trois mares temporaires. Ces mares, dont la bathymétrie est présentée à la figure 6, sont d'origine anthropique. Ces mares sont connues du personnel du GRIP depuis plus de 10 ans.

Le choix de ces stations a été fait en fonction des critères suivants:

- nous désirions suivre le plus longtemps possible l'évolution des populations qu'elles abritaient, des mares profondes s'imposaient donc;
- leur forme régulière a simplifié l'évaluation du volume d'eau présent, permettant un dosage précis de l'insecticide. L'échantillonnage des organismes était de même simplifié; il était en effet possible de donner un maximum de coups de louche sans mettre le pied dans les mares;

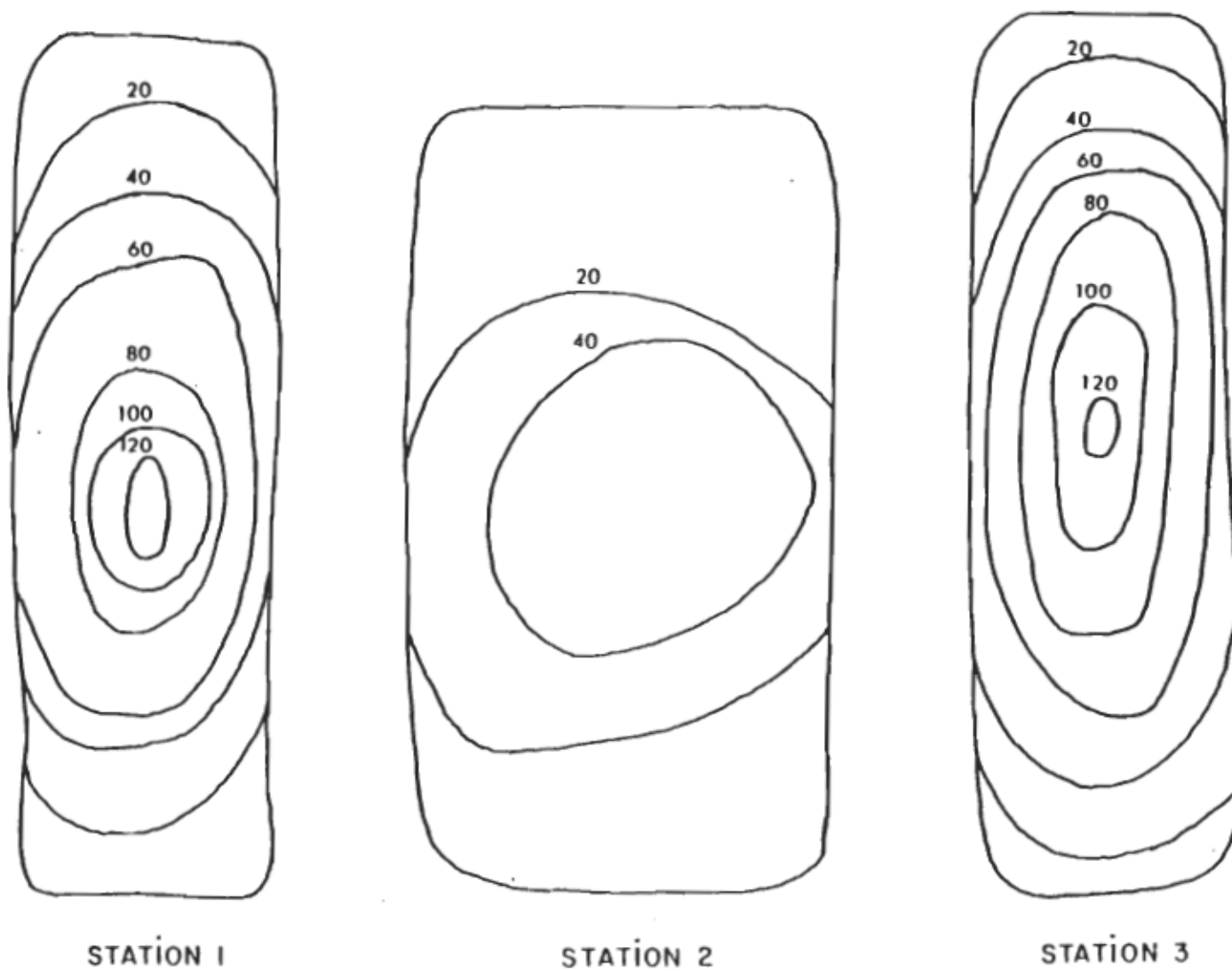


Figure 6: Bathymétrie des 3 stations retenues pour l'étude.



Les 3 mares retenues correspondent à la définition de mares temporaires que font Wiggins *et al.* (1980):

" ...une mare temporaire est constituée d'une accumulation d'eau de surface dans un bassin isolé, lequel n'a en aucun moment de l'année, ni émissaire ni tributaire; l'eau y est absente une partie de l'année. Une telle mare ne peut recevoir, par voie de surface, d'organismes provenant de mares ou cours d'eau adjacents." (traduction libre p.99)

Le substrat au fond des mares était constitué en proportions variables de feuilles d'érable rouge (*Acer rubrum* ), de hêtre (*Fagus grandifolia* ) et d'aiguilles de pruche (*Tsuga canadensis* ).

## 2.2 Plan d'échantillonnage

### 2.2.1 Calendrier d'échantillonnage

La séquence d'échantillonnage a été déterminée en fonction de ce que nous connaissions du cycle vital des organismes échantillonnés et de la rémanance de l'activité du Temephos.

Nous avons procédé à trois prises d'échantillons dans les dix jours

précédant le traitement. Après le traitement, nous avons échantillonné deux fois par semaine pendant deux semaines, l'échantillonnage est par la suite revenu progressivement à une fréquence hebdomadaire.

Afin de vérifier l'effet à long terme du traitement sur le fonctionnement des mares, une série d'échantillonnage a été faite en 1983 pendant la période de développement des larves de moustiques jusqu'à l'apparition des nymphes.

#### 2.2.2 Protocole d'échantillonnage et d'identification

Chaque échantillonnage comportait, pour chacune des stations, la récolte ou la mesure des variables suivantes:

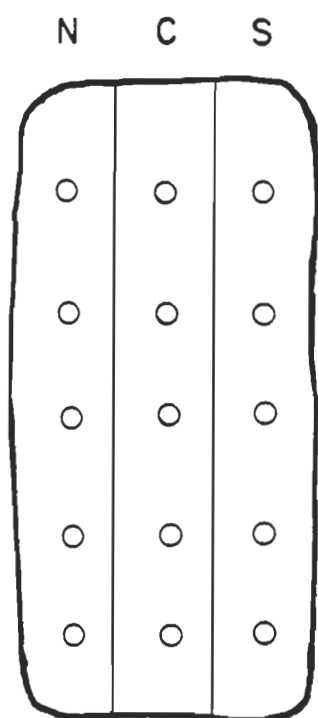
##### 2.2.2.1 Variables physico-chimiques

- température: maximale et minimale, mesurée à l'aide d'un thermomètre Taylor, précis à  $\pm 1$  C, disposé à 30 cm sous la surface de l'eau;
- oxygène dissous: évalué par la méthode de Wrinkler (A.P.H.A., 1975);
- pH: à partir d'un échantillon d'eau ramené au laboratoire, mesuré avec un appareil Fischer Accumet, modèle 230A;

- conductivité: à partir d'un échantillon d'eau ramené au laboratoire, mesurée avec un appareil Myron L DS Meter, modèle EP;
- bathymétrie: déterminée par des mesures de profondeur sur une série de transects.
- profondeur: mesurée à partir d'un point de référence; ces données ont servi, avec celles de la bathymétrie, à évaluer le volume de chaque mare; cette évaluation a été faite trois jours avant le traitement du 14 mai 1982.

#### 2.2.2.2 Variables biologiques

Pour cet échantillonnage nous avons utilisé la louche, appareil reconnu pour donner une mesure absolue de la densité des organismes présents (Woda et Magi, 1974; Service, 1976; Papierok *et al.*, 1975). La louche utilisée avait un volume de 1 litre et était montée sur un manche de 1 mètre; 15 coups de louche ont été répartis selon une grille d'échantillonnage (figure 7). Ces coups de louche ont été regroupés, sur le terrain, en trois échantillons de 5 litres selon les transects nord, centre et sud. Ces trois réplicats ont été concentrés par filtration sur un filet de 100  $\mu\text{m}$ , puis fixés au formol.



Pour chaque mare, 15 coups de louche de 1 litre ont été donnés et regroupés selon les 3 transects théoriques Nord, Centre et Sud. Chacun de ces regroupements filtré à 100  $\mu\text{m}$  constitue un échantillon.

Figure 7: Distribution et regroupement des coups de louche pour l'échantillonnage du matériel biologique.

Les clés suivantes ont servi pour l'identification des organismes récoltés:

- larves de moustiques: Wood *et al.* (1979);
- cyclopoides: Smith et Fernando (1978);
- cladocères: Pennack (1953).

### 2.2.3 Témoins spatial et temporel

Afin de décrire adéquatement l'impact du traitement larvicide, nous avons établi notre protocole d'échantillonnage en nous réservant des témoins dans le temps et dans l'espace, ceci en accord avec les principes énoncés par Green (1979).

La mare 1 a servi de témoin spatial, tandis que les échantillons précédant le traitement ont été utilisés comme témoins temporels. Ce "design" expérimental permet, selon Green (1979), de mener une étude d'impact optimale (figure 8).

### 2.2.4 Protocole de traitement

Le moment du traitement a été déterminé en fonction du développement

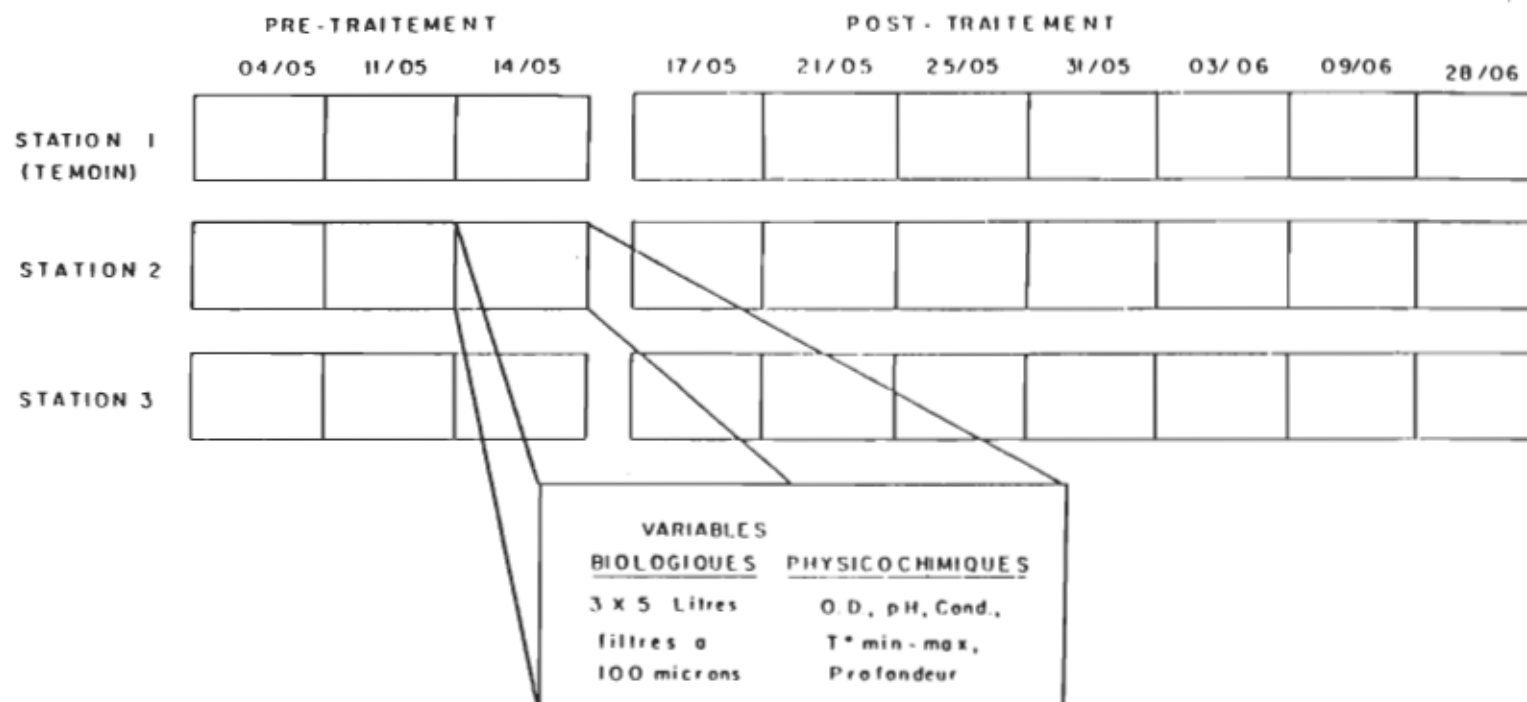


Figure 8: Structure de l'étude d'impact, adapté de Green (1979).

des larves de moustiques. Nous avons traité lorsqu'environ 20% des larves avaient atteint le 4e stade larvaire. Cette pratique avait pour but:

- de traiter avant l'apparition des nymphes, lesquelles sont tolérantes aux insecticides (Rettich , 1976; 1979; Porter et Gojmerac, 1969);
- de traiter alors que toutes les éclosions printanières ont lieu. Le développement relativement synchrone des larves des espèces du genre *Aedes* permet de ne traiter qu'une seule fois. La présence des larves des stades 1,2 et 3 ne soulève pas de problèmes, étant donné la plus grande susceptibilité de ces stades (Helson et Surgeoner, 1983; Rettich, 1976).

La concentration visée pour le traitement était de 30 µg/l (30 ppb) de matière active. L'épandage a été fait le 14 mai 1982, à l'aide d'un vaporisateur manuel. Le temps d'épandage a été d'environ 20 minutes pour chacune des deux mares traitées.

#### 2.2.5 Suivi de l'activité résiduelle

Nous avons, par bioessais, suivi le temps de rémanence de l'activité larvicide, dans les 2 mares traitées. Nous avons ramené, aux 12 heures, 6 litres

d'eau de chacune des 3 mares, l'eau de la mare 1 servant pour les béciers témoins. En laboratoire, à 15 C, nous exposons des lots de 25 larves de *Aedes communis*, de 4e stade, à ces différentes eaux. Le protocole de l'Organisation Mondiale de la Santé (Brown et Pal, 1973) a été suivi pour ces bioessais.

Des contraintes de temps nous ont obligés à limiter ces bioessais à un seul organisme, limitant ainsi nos résultats à un spectre de sensibilité limité. Le choix du 4e stade de *Ae. communis* a été fait en fonction de:

- sa représentativité; il est en effet indispensable de travailler avec un organisme jouant un rôle important dans le cadre de l'étude. Ce critère est rencontré car cet organisme est de ceux qui sont visés par le traitement,

- sa disponibilité; l'organisme retenu devant être facilement trouvé en grande abondance. Ce critère a pu être rencontré; nous pouvions en effet trouver dans des mares avoisinantes d'abondantes cohortes de *Ae. communis*.



## Chapitre 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1 Description des stations

#### 3.1.1 Variables physicochimiques

##### 3.1.1.1 Température et volume d'eau

La figure 9 présente l'évolution des températures minimale et maximale pour chacune des trois stations. On y remarque pour 1982 (figure 9.1) une forte ressemblance, caractérisée par une relative stabilité thermique, entre les stations 1 et 3. La station 2 présente un régime thermique différent avec des variations de plus grande amplitude. Nous expliquons ce phénomène par un volume d'eau plus faible (figure 10) et une profondeur moins importante (figure 6), à cette dernière station. Ce phénomène a déjà été observé par Tétart (1974) et Leblanc (1980), pour des milieux comparables.

La figure 9.2 montre que l'eau est demeurée froide plus longtemps en 1983; cette différence s'explique par un décalage du réchauffement printanier entre ces deux années.

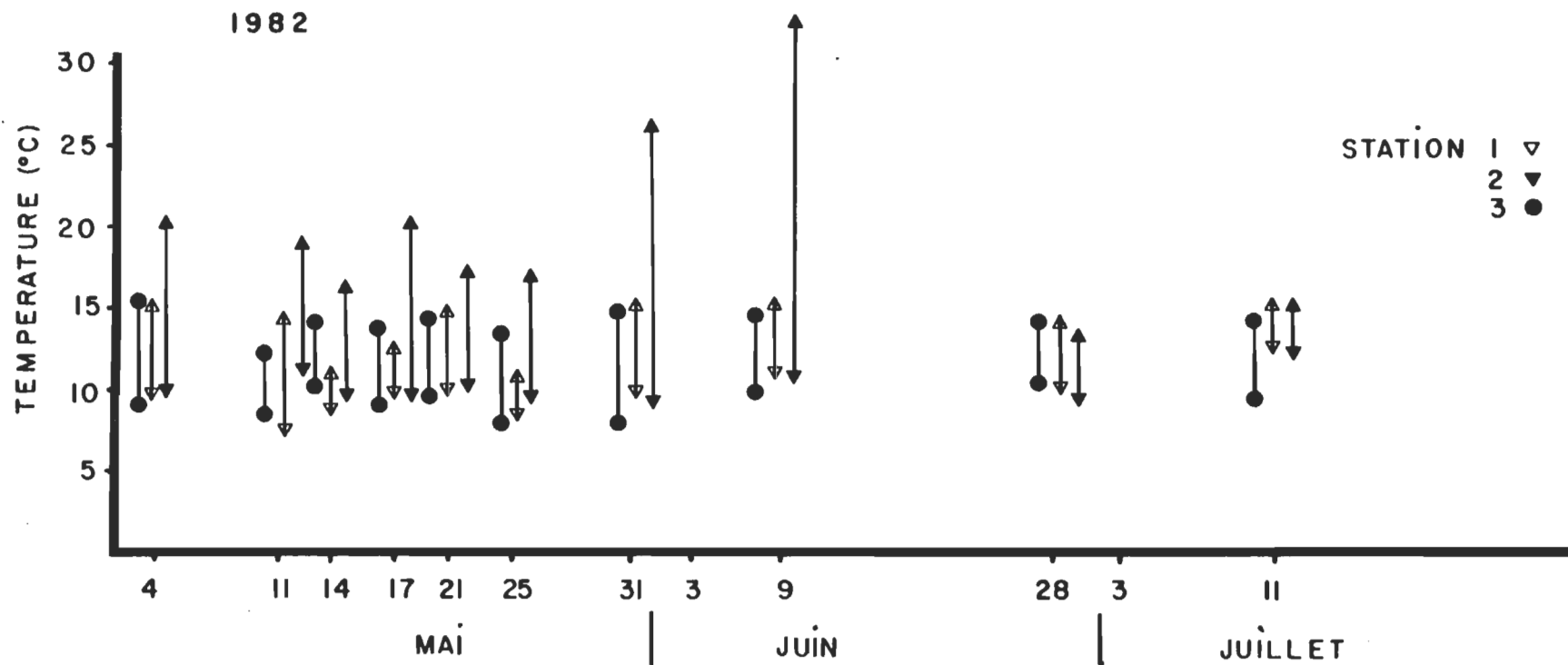


Figure 9.1: Evolution temporelle des températures minimale et maximale enregistrées aux 3 stations, pendant la saison 1982.

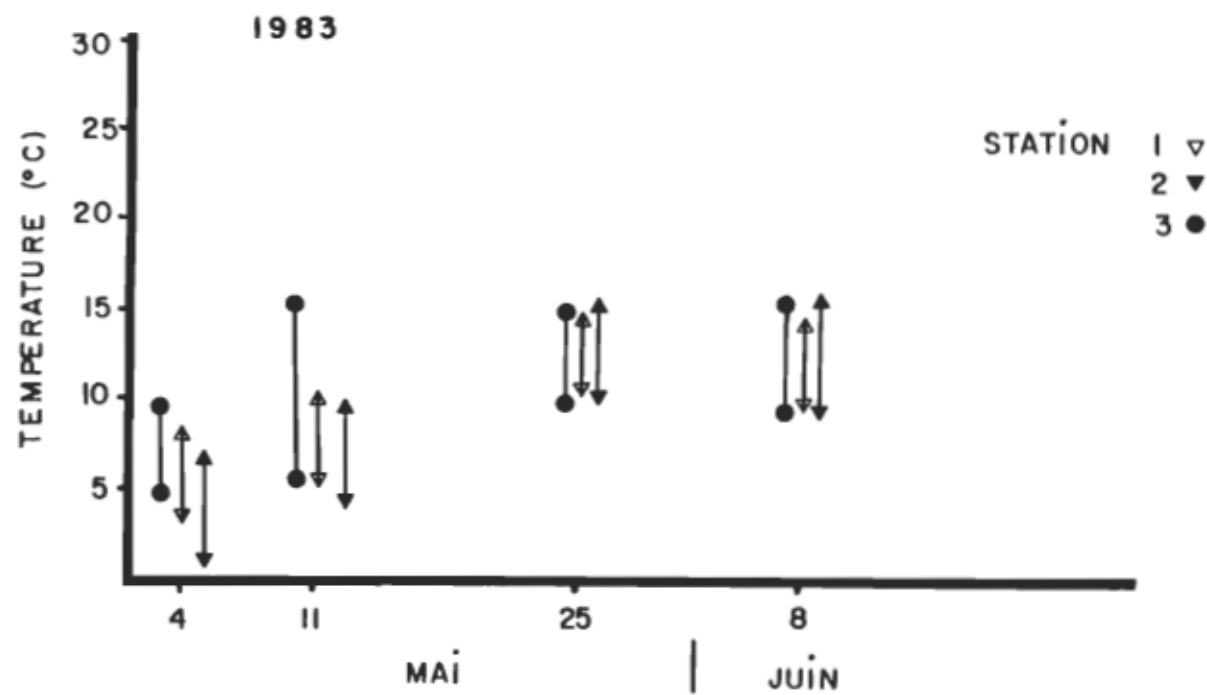
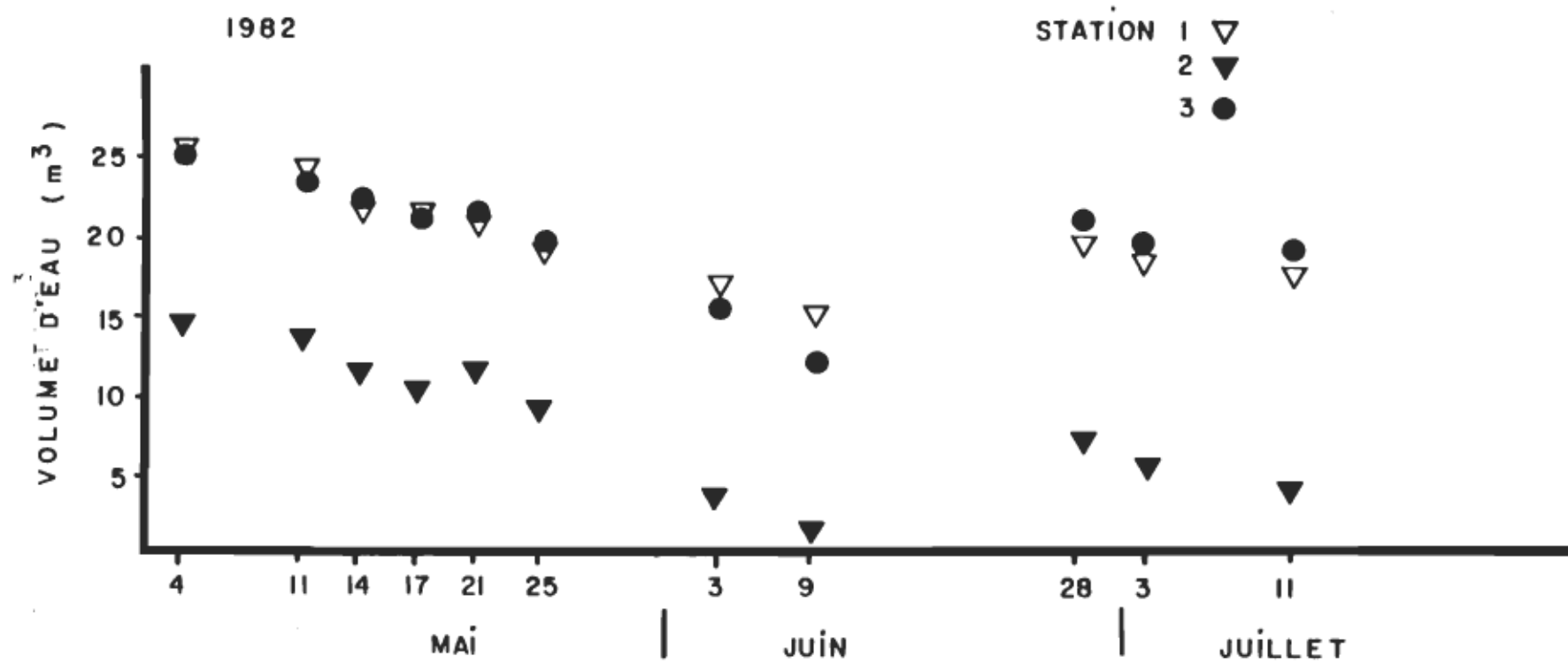


Figure 9.2: Evolution temporelle des températures minimale et maximale enregistrées aux 3 stations, pendant la saison 1983.



**Figure 10.1:** Evolution temporelle du volume d'eau aux 3 stations pendant la saison 1982.

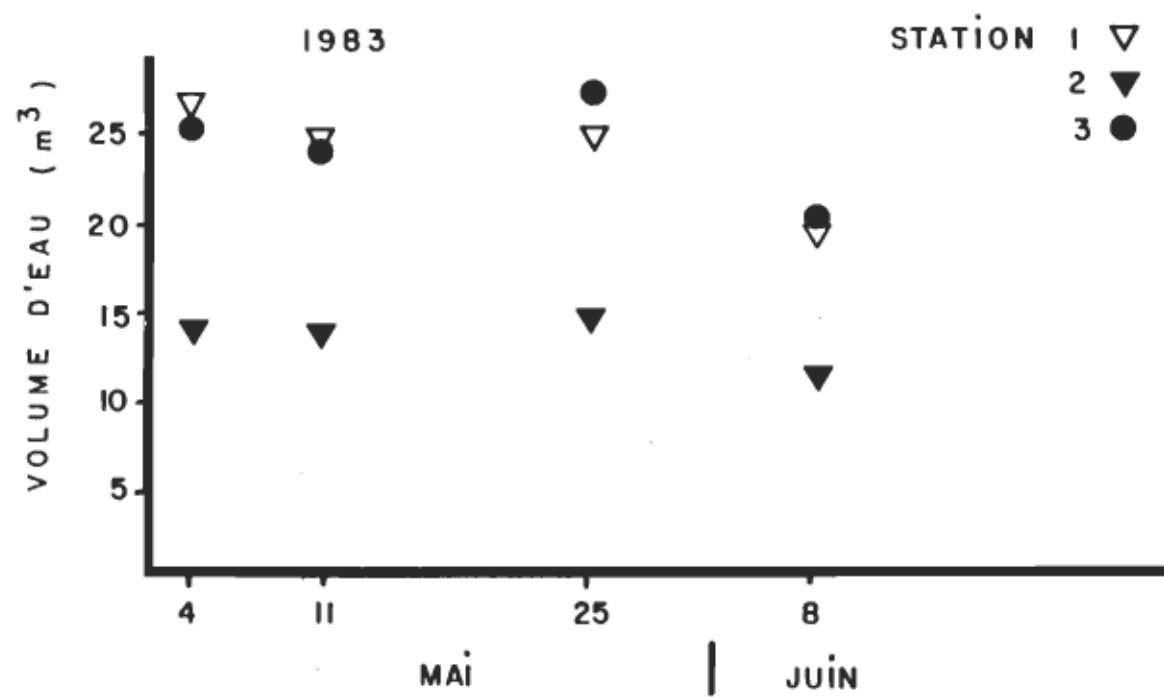


Figure 10.2: Evolution temporelle du volume d'eau aux 3 stations pendant la saison 1983.

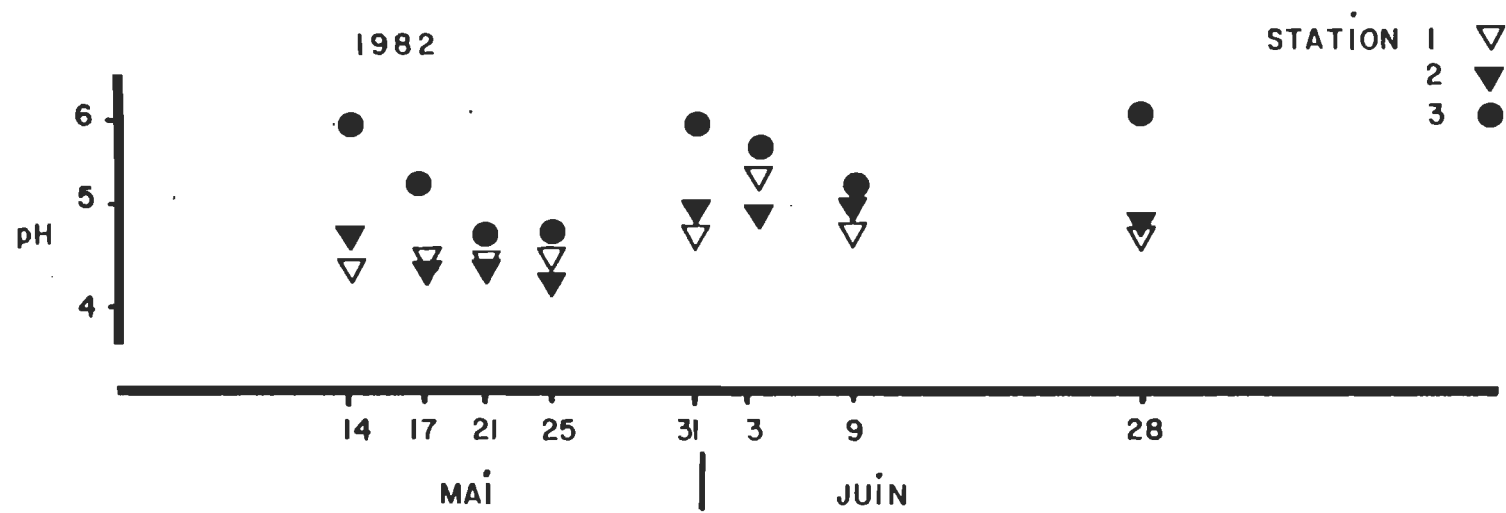
D'une façon générale les facteurs météorologiques suivants: température de l'air, précipitations, insolation et vitesse du vent influent sur la température de l'eau (Savignac 1980). Cependant, d'après Haufe et Burgess (1956), la présence d'un couvert forestier vient tamponner ces influences.

#### 3.1.1.2 Conductivité, pH et oxygène dissous

Les paramètres pH et conductivité, dont l'évolution est présentée aux figures 11 et 12, restent relativement constants au cours de la saison. La station 3 est un peu moins acide que les deux autres. La faible conductivité enregistrée, exprimant une faible minéralisation, s'explique par l'origine principalement nivale de ces nappes d'eau; la fonte subite de la neige provoquant la dilution des ions présents.

Quant à l'oxygène dissous (figure 13), son évolution est directement reliée aux précipitations (figure 14). On peut en effet remarquer une augmentation des concentrations d'oxygène dissous suite à une pluie abondante. Les faibles valeurs enregistrées sont caractéristiques de ce genre d'habitat.

A l'exception de la profondeur aux stations 1 et 3 (à un degré moindre à la station 2) et des répercussions de ce paramètre sur le régime thermique



**Figure 11.1:** Evolution temporelle du pH mesuré aux 3 stations, pendant la saison 1982.

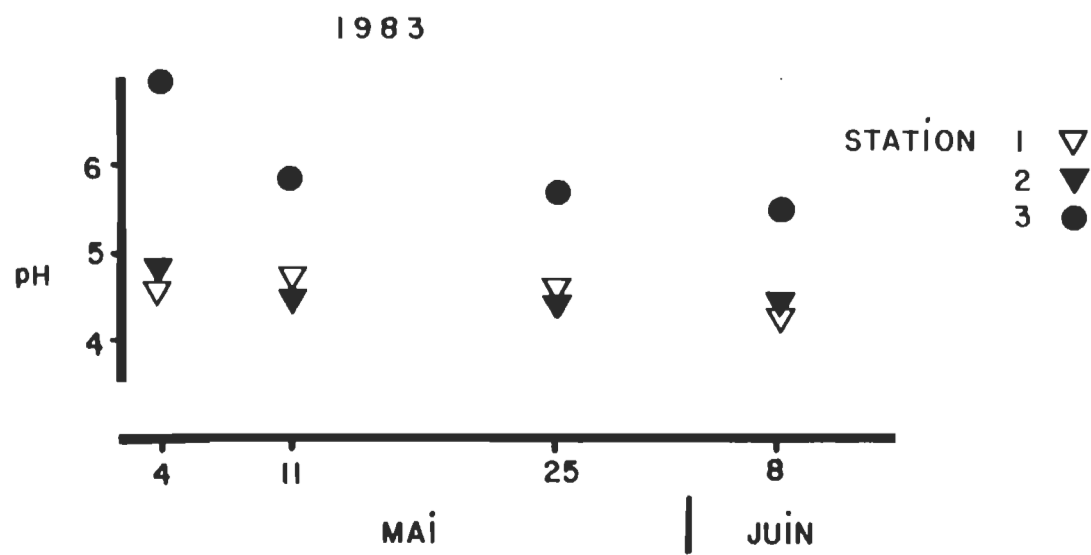
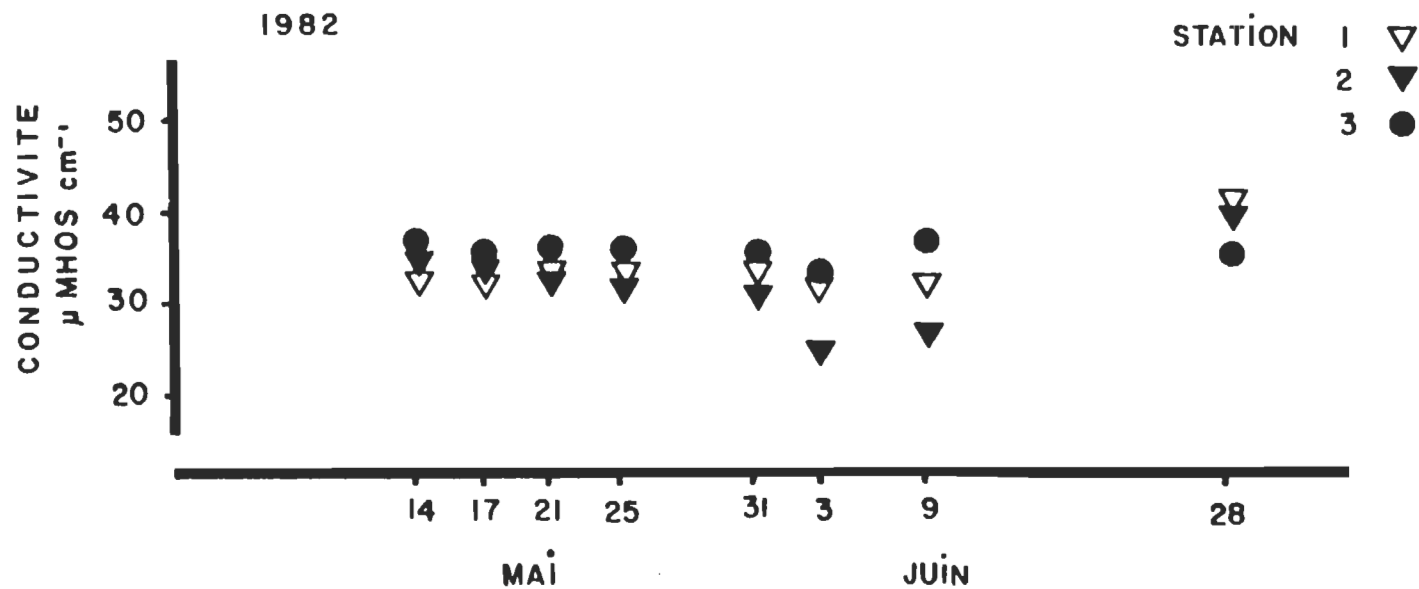


Figure 11.2: Evolution temporelle du pH mesuré aux 3 stations, pendant la saison 1983.





**Figure 12.1:** Evolution temporelle de la conductivité mesurée aux 3 stations, pendant la saison 1982.

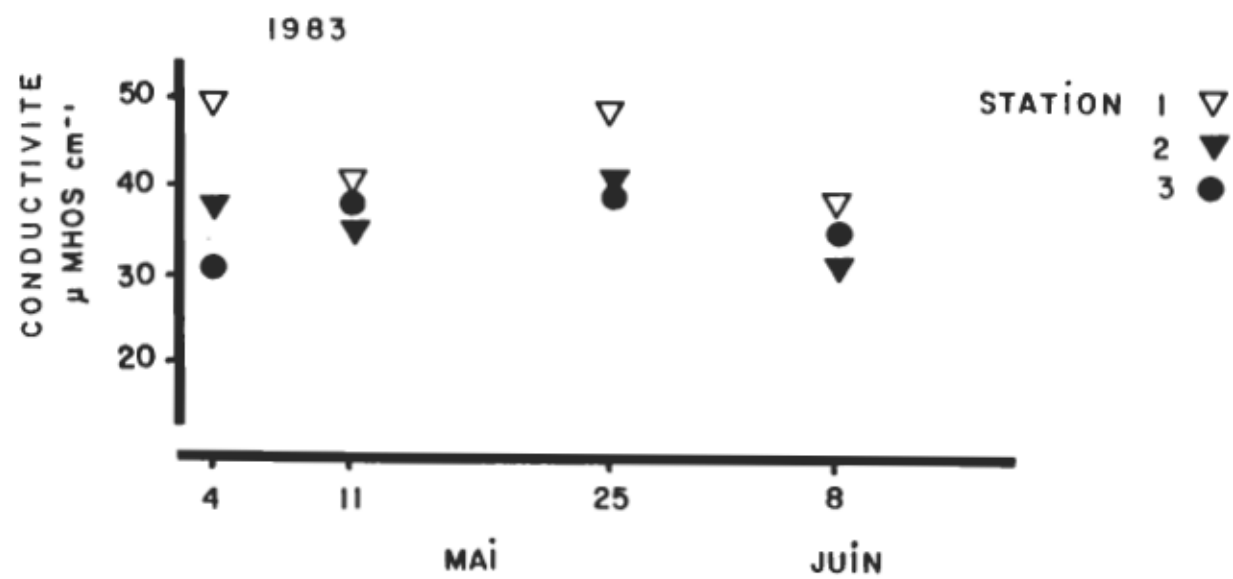


Figure 12.2: Evolution temporelle de la conductivité mesurée aux 3 stations, pendant la saison 1983.

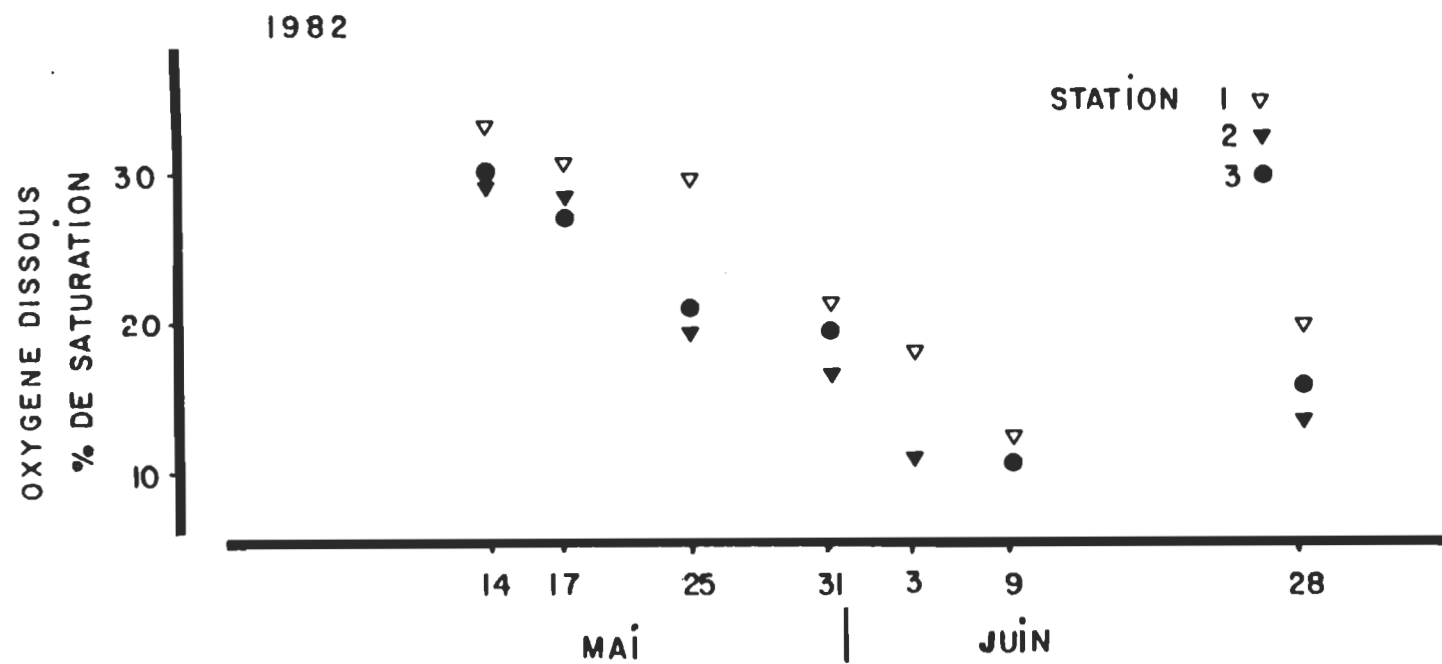


Figure 13.1: Evolution temporelle de l'oxygène dissous, exprimé en pourcentage de saturation, aux 3 stations pendant la saison 1982.

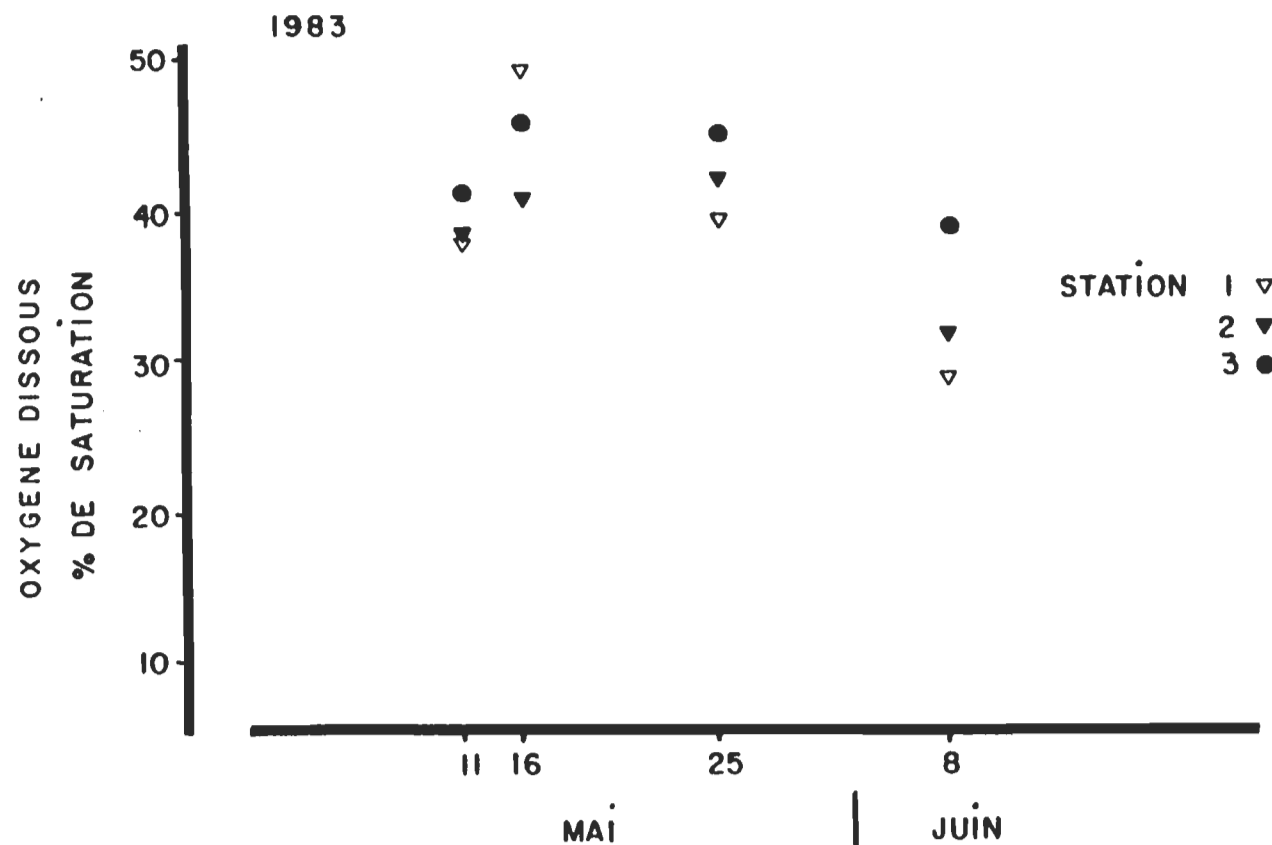


Figure 13.2: Evolution temporelle de l'oxygène dissous, exprimé en pourcentage de saturation, aux 3 stations pendant la saison 1983.

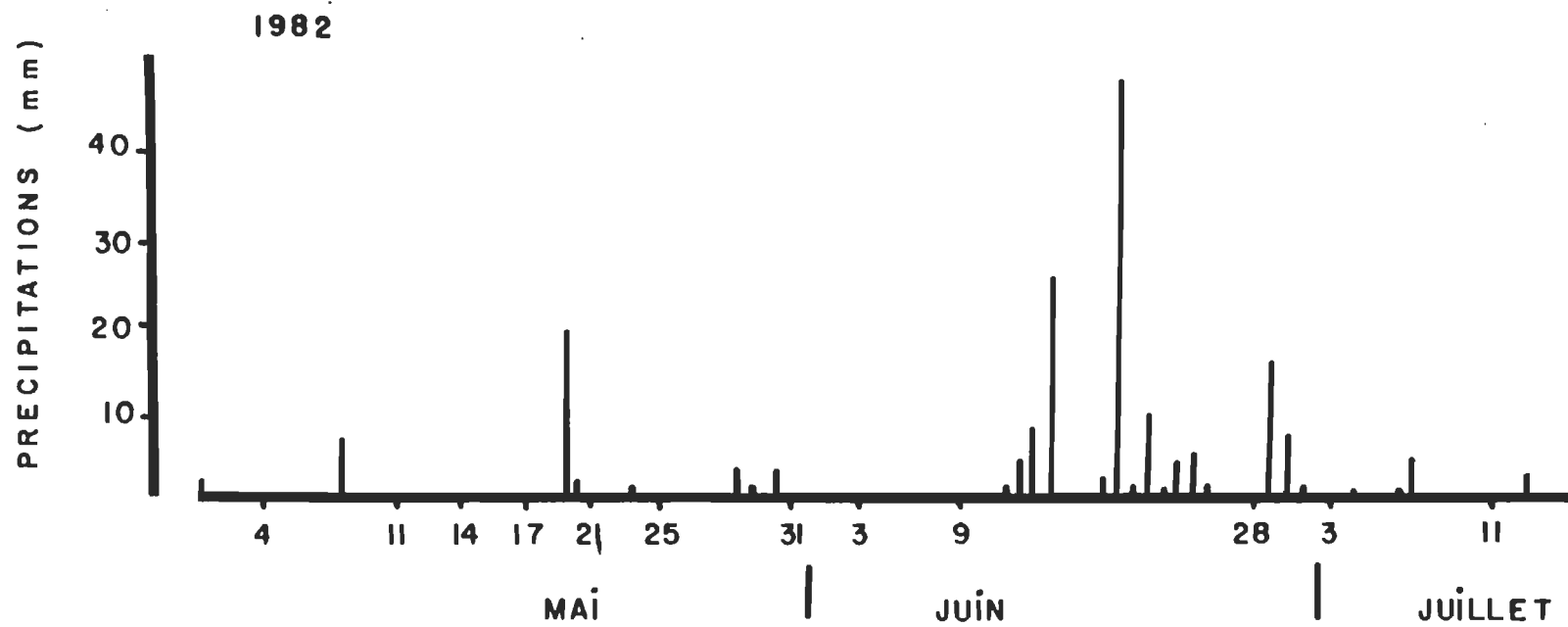


Figure 14.1: Précipitations quotidiennes pendant la période d'échantillonnage de 1982.

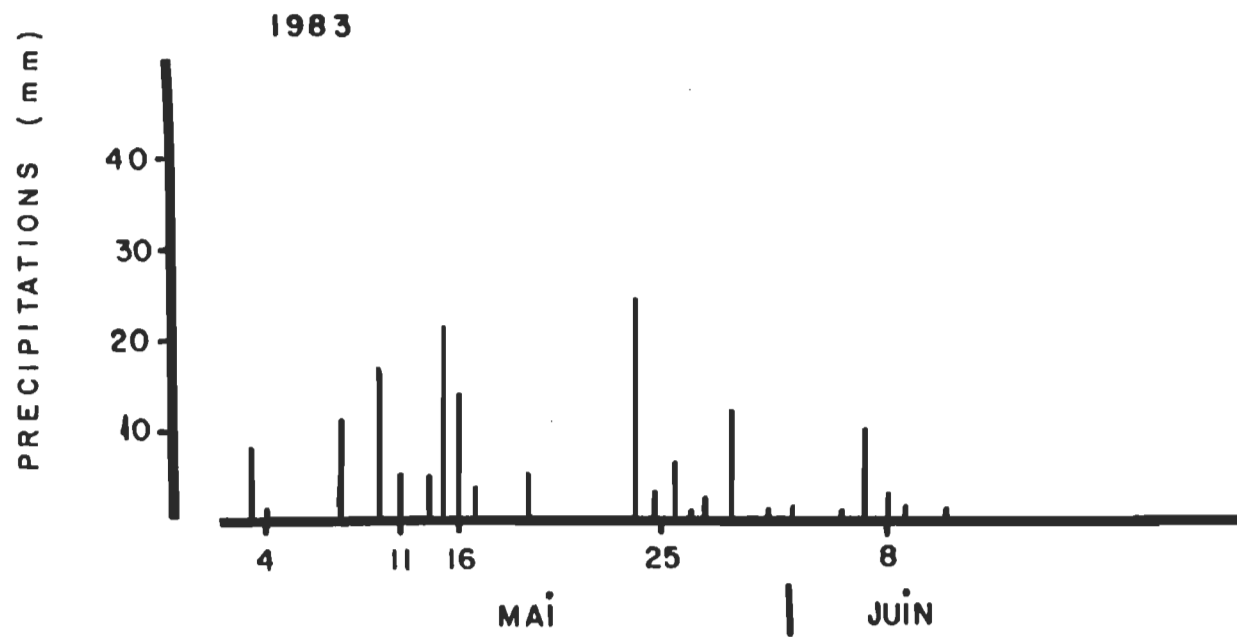


Figure 14.2: Précipitations quotidiennes pendant la période d'échantillonnage de 1983.

des stations, les valeurs des paramètres physicochimiques mesurés se comparent à ce qui est rapporté dans la littérature pour des habitats d'origine "naturelle" situés dans la même région (Leblanc *et al.* 1981, Leblanc 1980, Savignac 1980, Bourassa *et al.* 1980, Bourassa et Aubin 1974).

### 3.1.2 Variables biologiques, analyse qualitative

#### 3.1.2.1 Distribution des taxons

La figure 15 présente la distribution des taxons recensés aux 3 stations en 1982 (figure 15.1) et en 1983 (figure 15.2). On remarque que la majorité se retrouve au niveau des intersections et surtout que la station 1, station témoin, est colonisée de façon comparable aux 2 autres. Ce dernier aspect est important dans la mesure où c'est à partir de l'évolution des densités à cette station que nous pourrions discuter de l'impact du traitement. Le Tableau 1 présente la systématique des taxons recensés.

La distribution des taxons diffère légèrement pour l'année 1983, toute interprétation doit cependant tenir compte du fait que cette représentation n'est basée que sur trois prises d'échantillons dans le cas du zooplancton et de cinq pour les Diptères. Nous croyons que l'analyse d'un nombre plus

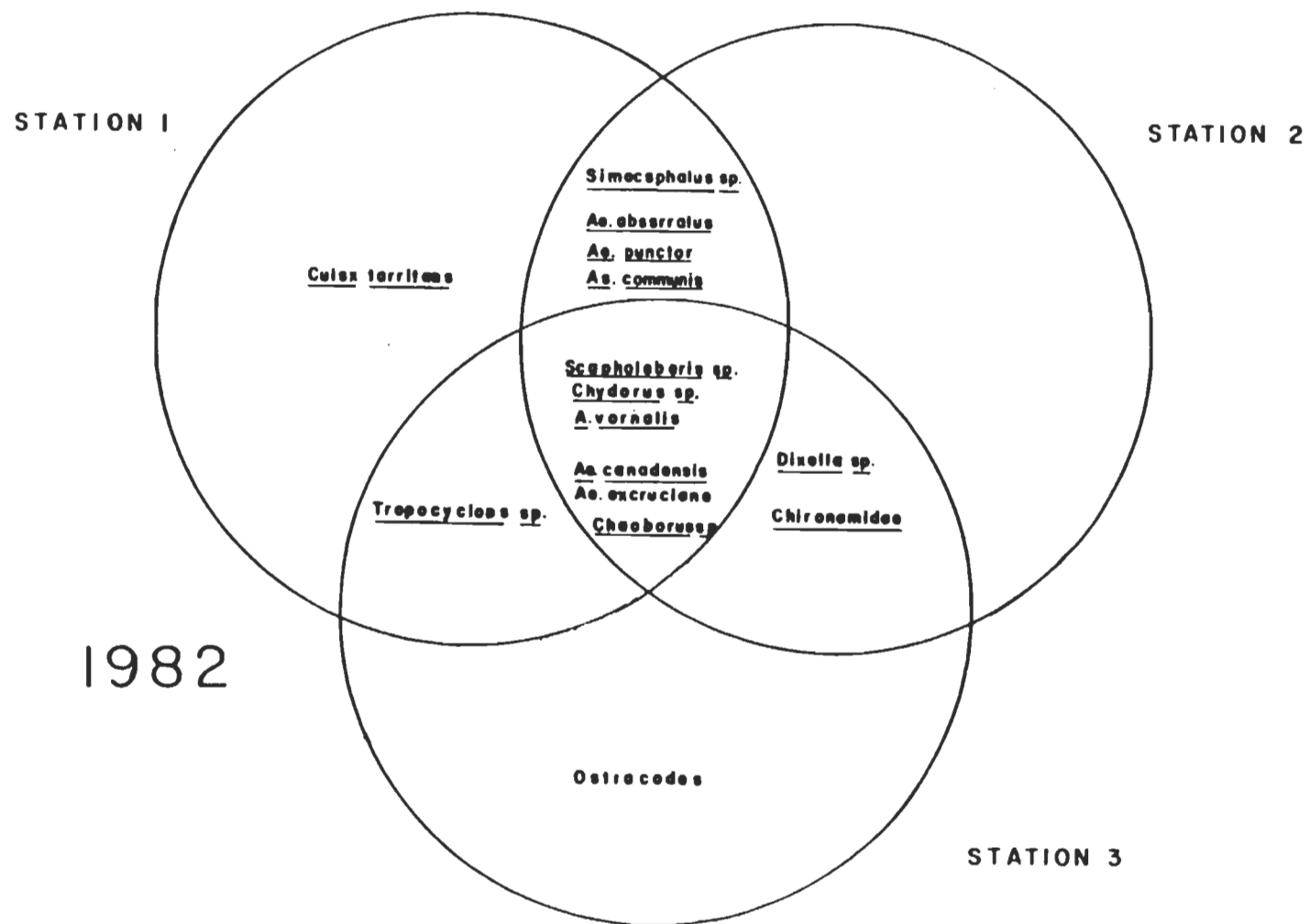


Figure 15.1: Diagramme de Venne illustrant la distribution des organismes recensés aux 3 stations, pour la saison 1982.



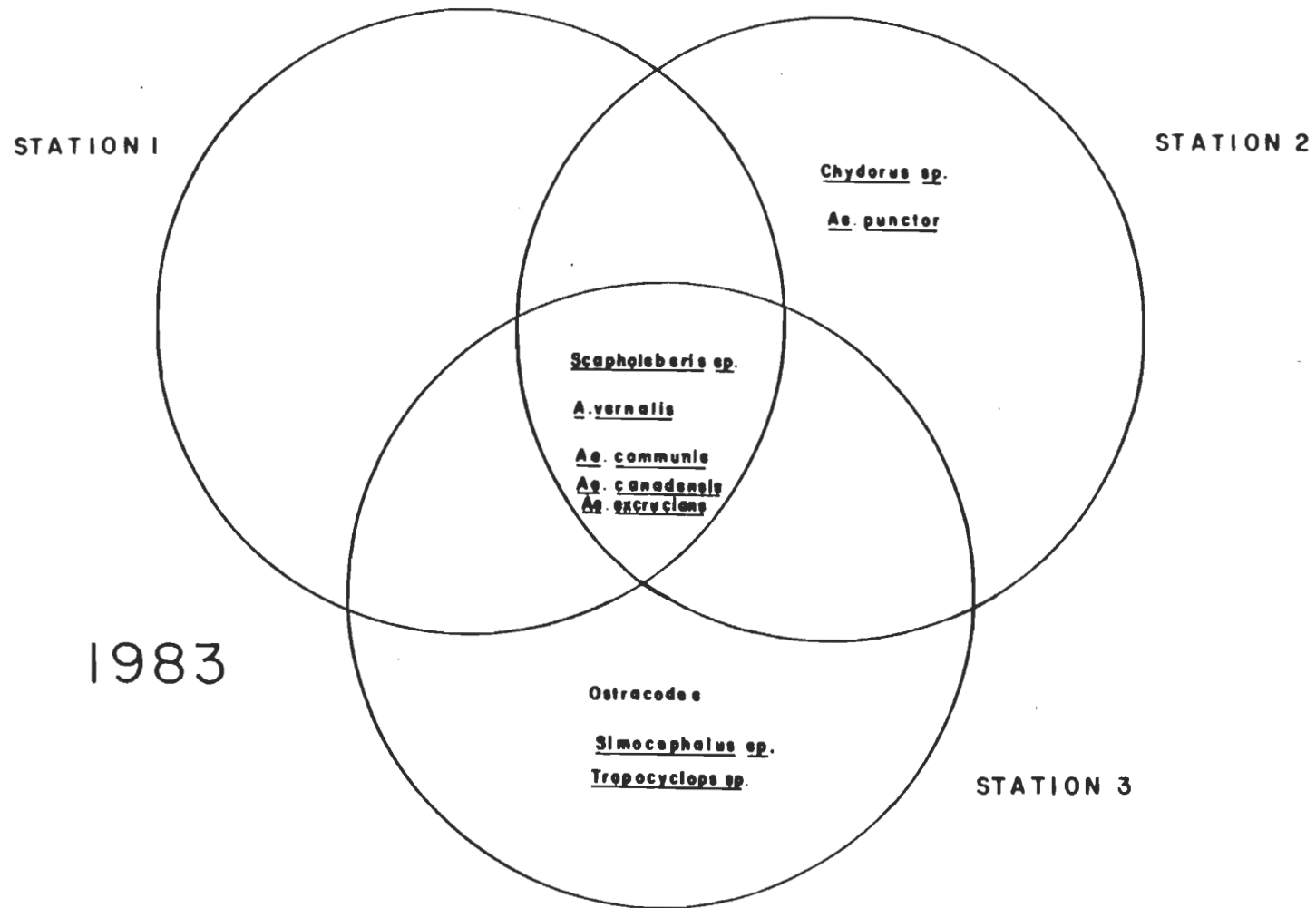


Figure 15.2: Diagramme de Venne illustrant la distribution des organismes recensés aux 3 stations, pour la saison 1983.

**Tableau 1. Classification systématique des taxons recensés.**

Phylum: Arthropodes

Classe: Crustacés

Sous-classe: Branchiopodes

Ordre: Cladocères - *Chydorus sphaericus*

- *Simocephalus exspinosus*

- *Scapholeberis kingi*

Sous-classe: Copépodes

Ordre: Cyclopoides - *Acanthocyclops vernalis*

- *Tropocyclops prasinus*

*mexicanus*

Sous-Classe: Ostracodes

Classe: Insectes

Sous-classe: Holométaboles

Ordre: Diptères

Familles: Culicidae - *Aedes abserratus*

- *Aedes canadensis*

- *Aedes communis*

- *Aedes excrucians*

- *Aedes punctor*

- *Culex territans*

Chaoboridae - *Chaoborus sp*

Dixidae - *Dixella sp*

Chironomidae

important d'échantillons aurait permis à certaines espèces telles *Aedes punctor*, *Chydorus sphaericus*, *Simocephalus exspinosus* et *Tropocyclops prasinus mexicanus* de se manifester de façon plus ubiquiste. Dans le même ordre d'idée, les espèces ayant un développement estival n'ont pu être échantillonnées en 1983. C'est le cas des *Culex* notamment.

### 3.1.2.2 Présentation succincte

La faune entomologique que nous avons recensée a été essentiellement composée de diptères aquatiques.

#### Les Culicides

Nous avons recueilli cinq espèces du genre *Aedes* :

- *Aedes abserratus* : espèce univoltine à distribution néarctique dont les larves se développent dans des milieux variés. On la retrouve en abondance dans les milieux ouverts , tourbières, fossés, etc... (Wood *et al*/ 1979) et en quantité moindre dans certains groupements forestiers (Maire et Aubin 1980);

- *Aedes canadensis* : espèce vulnérante pour l'homme, de laquelle on a déjà isolé le virus de l'encéphalite de Californie (Price 1972 *in* Wood *et al.* 1979). Selon Maire et Aubin (1980), c'est une espèce ubiquiste dans le Québec méridional; ce serait une espèce univoltine à développement tardif. Un complexe *canadensis* est soupçonné;

- *Aedes communis* : espèce univoltine à distribution holarctique; il s'agit selon Ellis et Brust (1973) d'un complexe de trois espèces *nevadensis*, *churchillensis* et *communis*. Les femelles de l'espèce *communis* sont anautogènes obligatoires. Maire et Aubin (1980) qualifient cette espèce de caractéristique des milieux argileux et argilolimoneux forestiers. Cette espèce est reconnue comme vecteur du virus de l'encéphalite de Californie (Belloncik *et al* 1983).

- *Aedes excrucians* : espèce univoltine, à distribution holarctique (Maire et Aubin 1980), dont la femelle ne semble pas exercer une sélection marqué dans le choix des sites d'oviposition. On la retrouve à la fois dans les milieux ouverts et fermés (Wood *et al.* 1979). C'est une espèce vulnérante pour l'homme (Maire et Aubin 1980).

- *Aedes punctor* : espèce abondante avec *communis* dans la forêt boréale (Rempel 1953, Maire et Aubin 1976). On reconnaît qu'elle préfère les milieux forestiers sur tourbe (Maire 1977). C'est une espèce vulnérante pour

l'homme.

Nous avons recensé, à la station 1 les larves d'une espèce du genre *Culex*:

- *Culex territans*. espèce à distribution holarctique, on la retrouve dans différents habitats, mais principalement dans les marais à végétation dense (Wood *et al.* 1979). C'est une espèce polyvoltine dont les femelles, contrairement à la plupart de celles du genre *Aedes*, déposent leurs oeufs à la surface de l'eau ( Wiggins *et al.* 1980). Selon Maire et Aubin (1980) c'est une espèce batracophile.

Les taxons suivants ont été ceux dont nous avons suivi l'évolution en parallèle avec celle des Culicidés:

Les Chaoboridae

Famille dont les larves sont reconnues pour être des prédateurs voraces de crustacés, rotifères et larves d'insectes aquatiques, incluant les larves de Culicidés (McCafferty, 1981). Les larves recensées appartiennent au genre *Chaoborus*.

Les Dixidae

Cette famille est peu connue (Peters, 1981), on en retrouve les larves à

l'interface air-eau de divers milieux aquatiques; elles filtrent les microorganismes et la matière organique présente dans l'eau.. Les adultes de cette famille ne sont pas vulnérants. Les larves recensées étaient du genre *Dixella*.

#### Les Chironomidae

Cette famille est constituée de plus de 100 genres et de près de 2000 espèces (McCafferty, 1981). Les larves se développent dans tous les types de milieux aquatiques ou humides. Les adultes ne sont pas vulnérants. Etant donnée la faible abondance des spécimens recensés, nous n'en avons pas poussé l'identification.

#### Les Cladocères:

Leblanc (1980) n'a trouvé aucun Cladocère dans l'Erablière rouge; il explique cette situation par la courte durée de mise en eau de ce milieu pendant son étude. Il a cependant retrouvé ces espèces dans d'autres milieux qu'il a suivis. Nous avons recensé 3 espèces dans les mares étudiées:

- *Simocephalus exspinosus*: genre à distribution holarctique (Pennak 1953, Brooks 1959). Selon Champ et Pourriot (1977), c'est une espèce épibenthique. Son cycle biologique est relativement court, selon Obeskové (1930), les premières pontes ayant lieu en moins d'une semaine en

conditions d'élevage, à 22 °C.

- *Chydorus sphaericus* : cette espèce est largement répandue en Amérique du Nord (Anderson 1974). On la retrouve dans tous les types de plan d'eau (Leblanc 1980). Selon Poulsen (1940) et Green (1966) le cycle de l'espèce est complété en moins de 2 mois.

- *Scapholeberis kingi* : espèce à distribution holarctique (Pennak 1953); selon Pacaud (1939) ce petit Cladocère a une carapace adaptée morphologiquement pour vivre juste sous la surface de l'eau. Selon Green (1963) et Tétart (1974) cette espèce serait absente des mares à feuilles et des milieux temporaires.

#### Les Copépodes:

Selon Wiggins *et al.* (1980), peu d'espèces de Copépodes seraient adaptées aux milieux temporaires. Deux espèces ont été recensées dans les mares que nous avons étudiées:

- *Acanthocyclops vernalis* : espèce cosmopolite et ubiquiste (Sheil 1976), que Leblanc (1980) a retrouvée dans tous les milieux ( riverain, forestier sur argile et sur tourbe, ouverts, etc...) qu'il a recensés. C'est un prédateur vorace, s'attaquant à toutes sortes d'organismes (Fryer 1957; Dussart 1969; Anderson 1970, 1972; Sheil 1976). Son cycle de vie est

relativement court, selon Lindstrom (1951), cette espèce atteint la maturité sexuelle en une dizaine de jours à 18 °C. Leblanc (1980) a observé la réapparition immédiate de femelles ovigères suite à la mise en eau printanière; d'après cet auteur les femelles ovigères seraient capables de survivre à un assèchement estival pouvant aller jusqu'à 1 mois.

- *Tropocyclops prasinus mexicanus*: la distribution de cette espèce n'est pas encore clairement définie; cependant selon Leblanc (1980), il semblerait qu'elle soit présente dans la majeure partie du Néarctique. Cet auteur l'a retrouvée dans l'Erablière argentée. Selon la littérature analysée, aucun auteur ne l'a encore signalée dans les milieux temporaires forestiers.

#### Les Ostracodes:

Selon Wiggins *et al.* (1980), ce groupe constitue une composante importante des milieux temporaires; ces auteurs considèrent qu'il s'agit d'un groupe essentiellement benthique ou épibenthique. Selon Pennak (1957), ces organismes se nourrissent de la matière en décomposition dans l'eau. Ce dernier auteur explique que l'opacité des valves caractéristiques de ce groupe, en rend l'identification difficile.



### 3.2 Description de l'effet du traitement: variables biologiques analyse quantitative

Au cours de cette discussion nous référerons souvent au terme organisme; l'utilisation de ce terme général s'impose parce que nous tenons compte des stades de développement des espèces. Cette distinction est importante dans la mesure où ces stades nous informent de la dynamique des populations recensées. Les stades considérés sont ceux de nauplii et copépodites dans le cas des Cyclopoides, et les stades larvaires et nymphal dans le cas des Diptères.

Les figures 16 à 19 présentent l'évolution des densités d'organismes à chacune des stations. Les groupes présentés sont les Diptères, Cladocères, Copépodes et Ostracodes.

L'unité de densité utilisée est le nombre d'organismes au mètre cube, présentée sur une échelle logarithmique. Les figures présentent la moyenne et l'écart-type de 2 réplicats dans le cas du zooplancton et de 3 réplicats pour les Diptères.

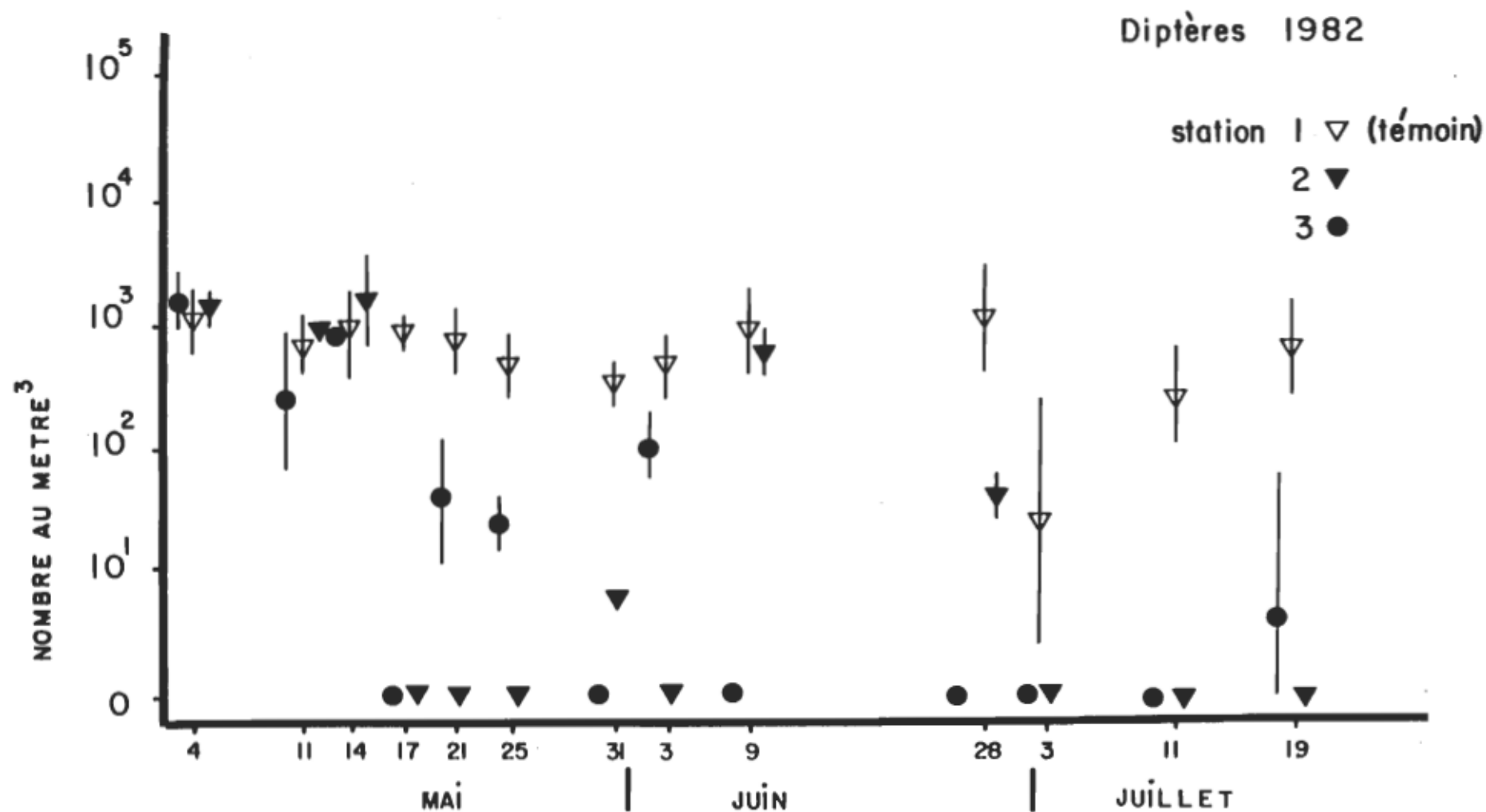


Figure 16.1: Evolution temporelle des densités de Diptères recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.

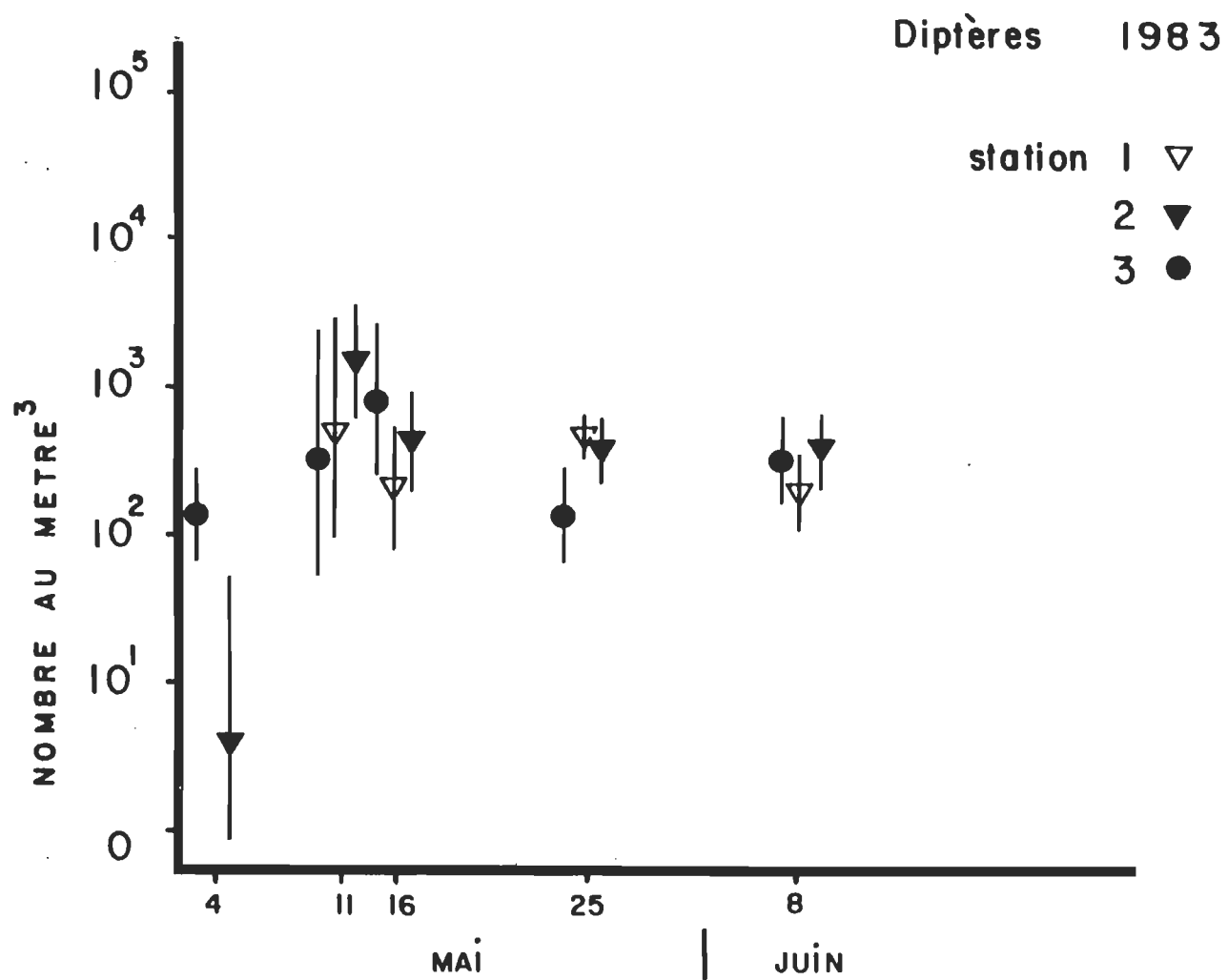


Figure 16.2: Evolution temporelle des densités de Diptères recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.

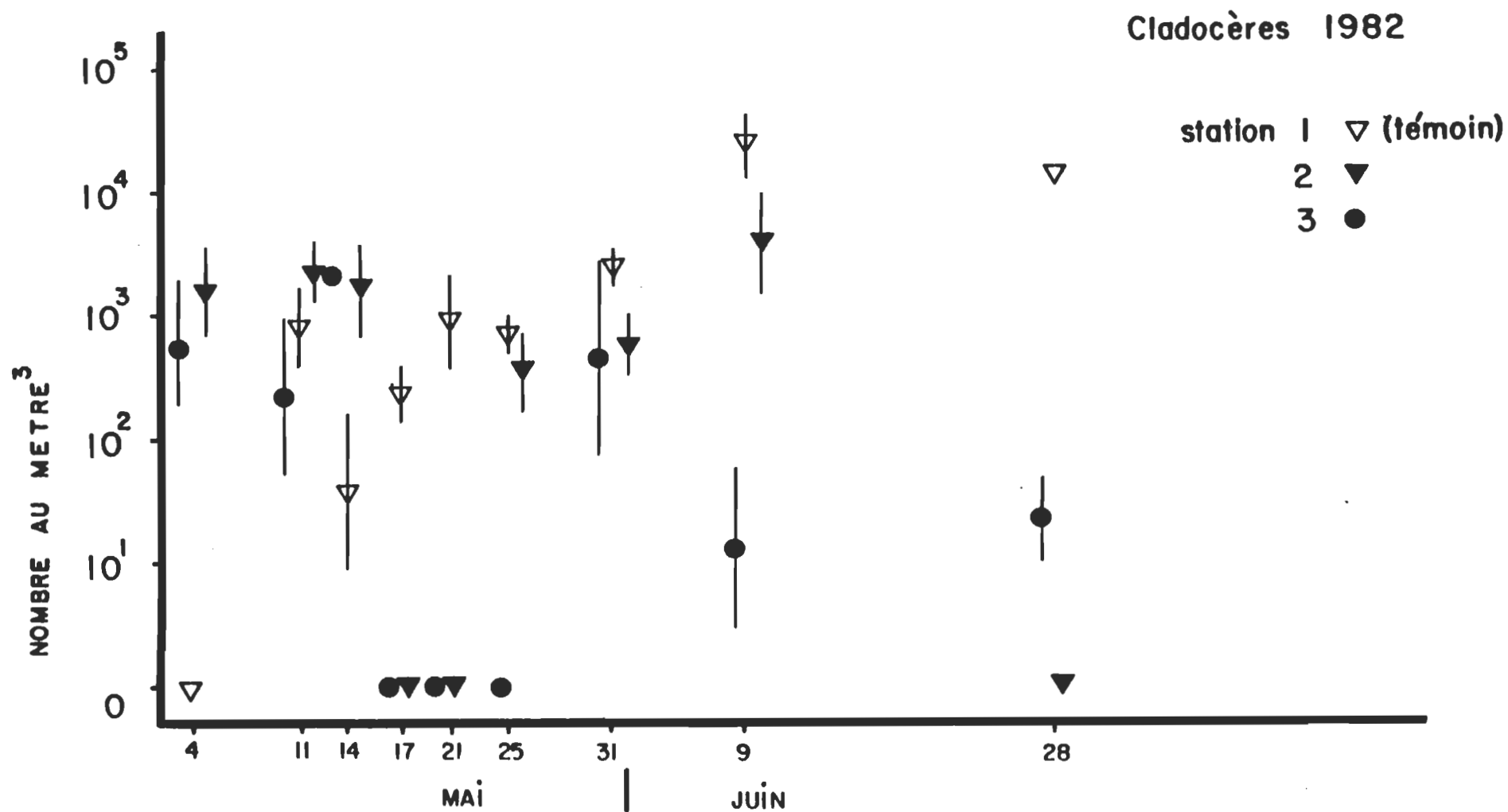


Figure 17.1: Evolution temporelle des densités de Cladocères recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.

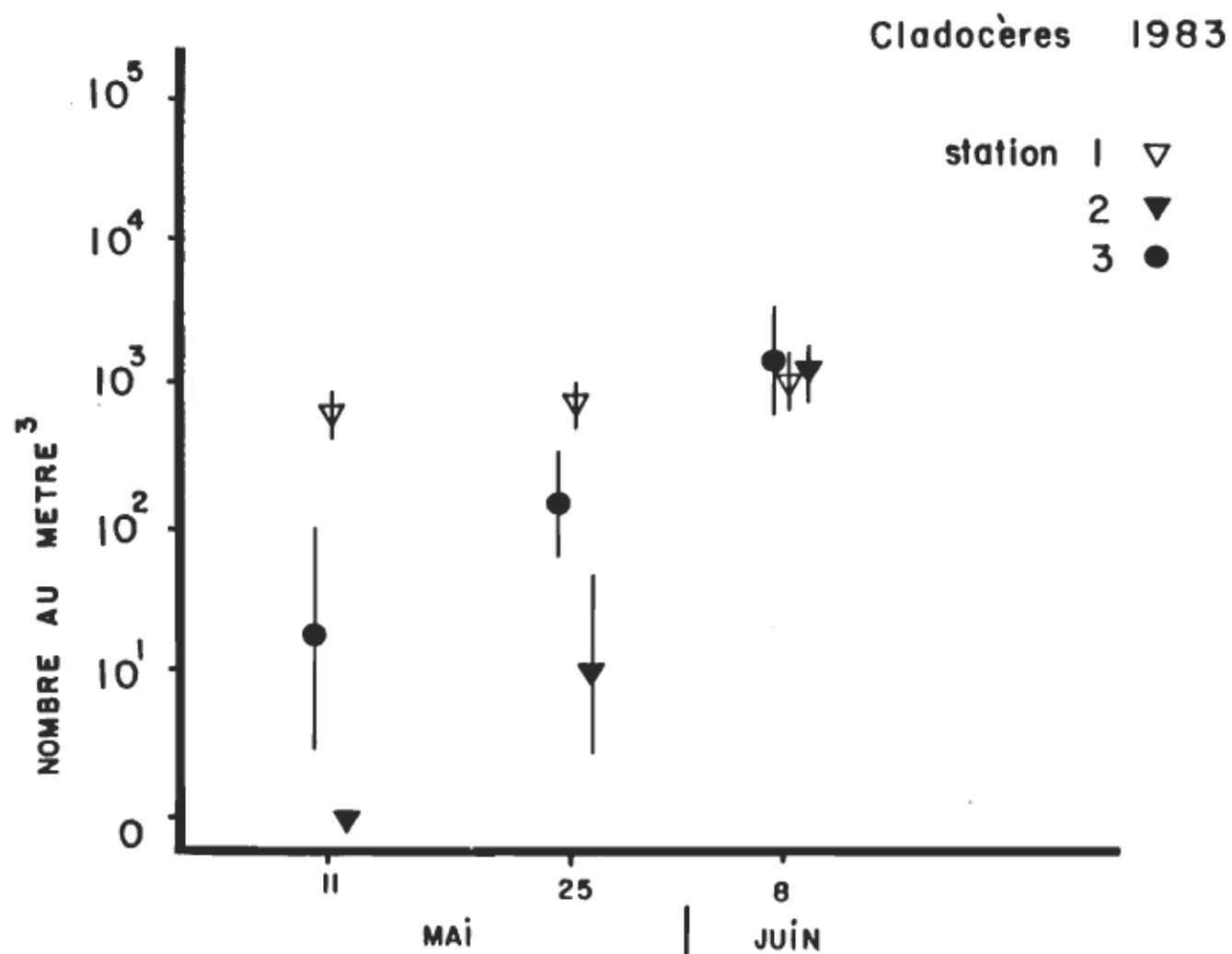


Figure 17.2: Evolution temporelle des densités de Cladocères recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.

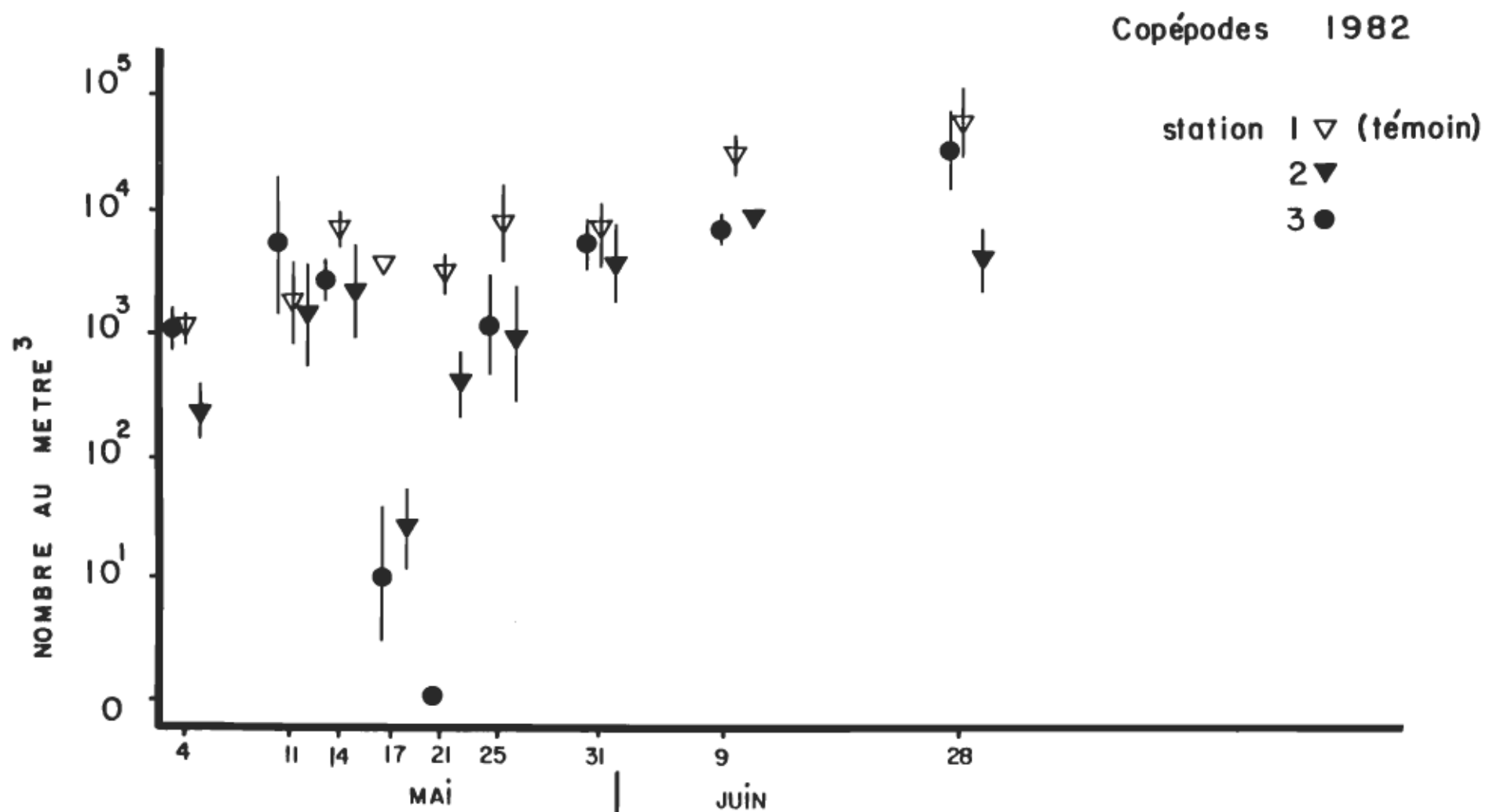


Figure 18.1: Evolution temporelle des densités de Copépodes recensés pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu aux stations 2 et 3 juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.

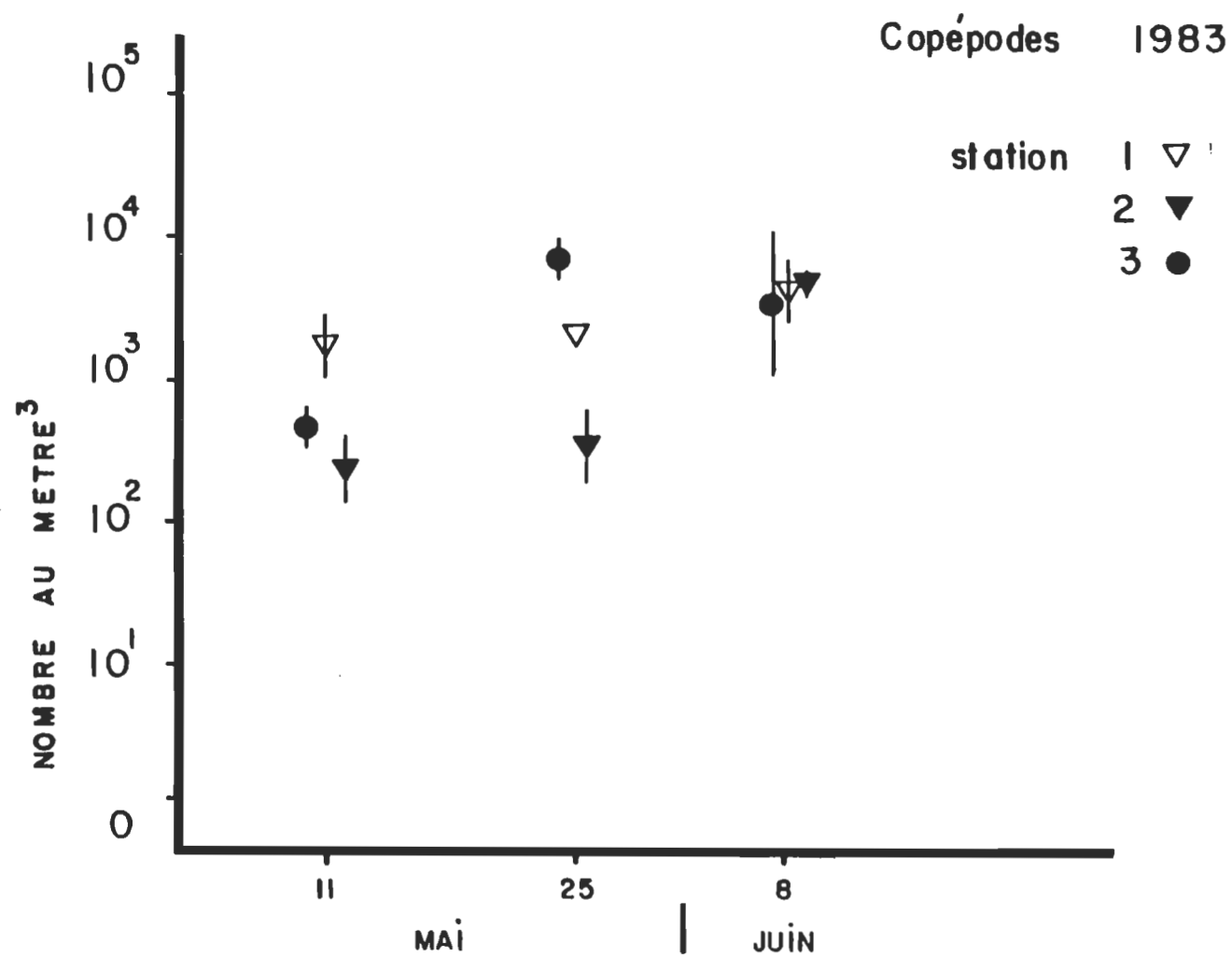


Figure 18.2: Evolution temporelle des densités de Copépodes recensés pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.

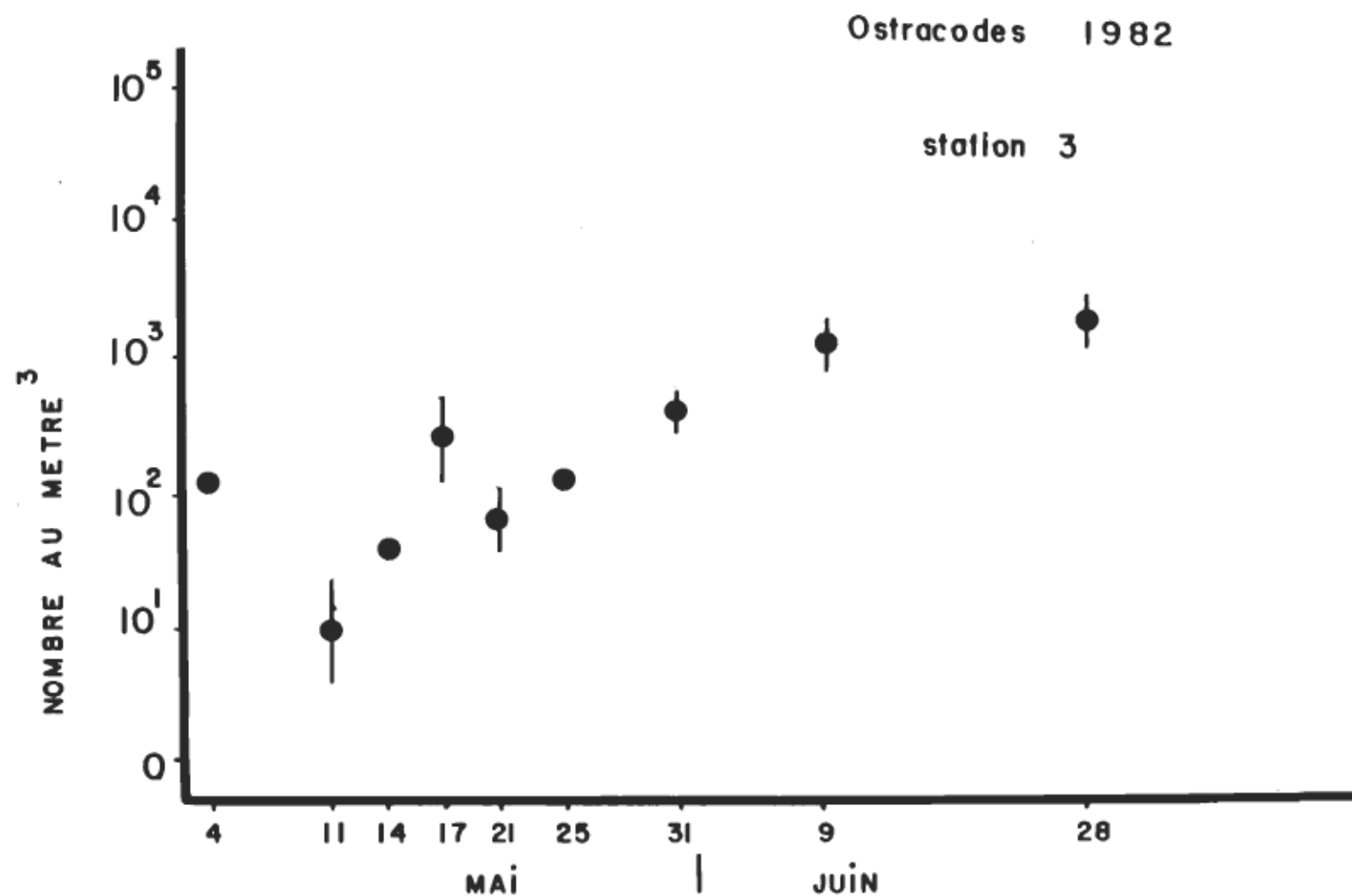


Figure 19.1: Evolution temporelle des densités d'Ostracodes recensés à la station 3 pendant la saison 1982. Le traitement a eu lieu juste après l'échantillonnage du 14 mai 1982.



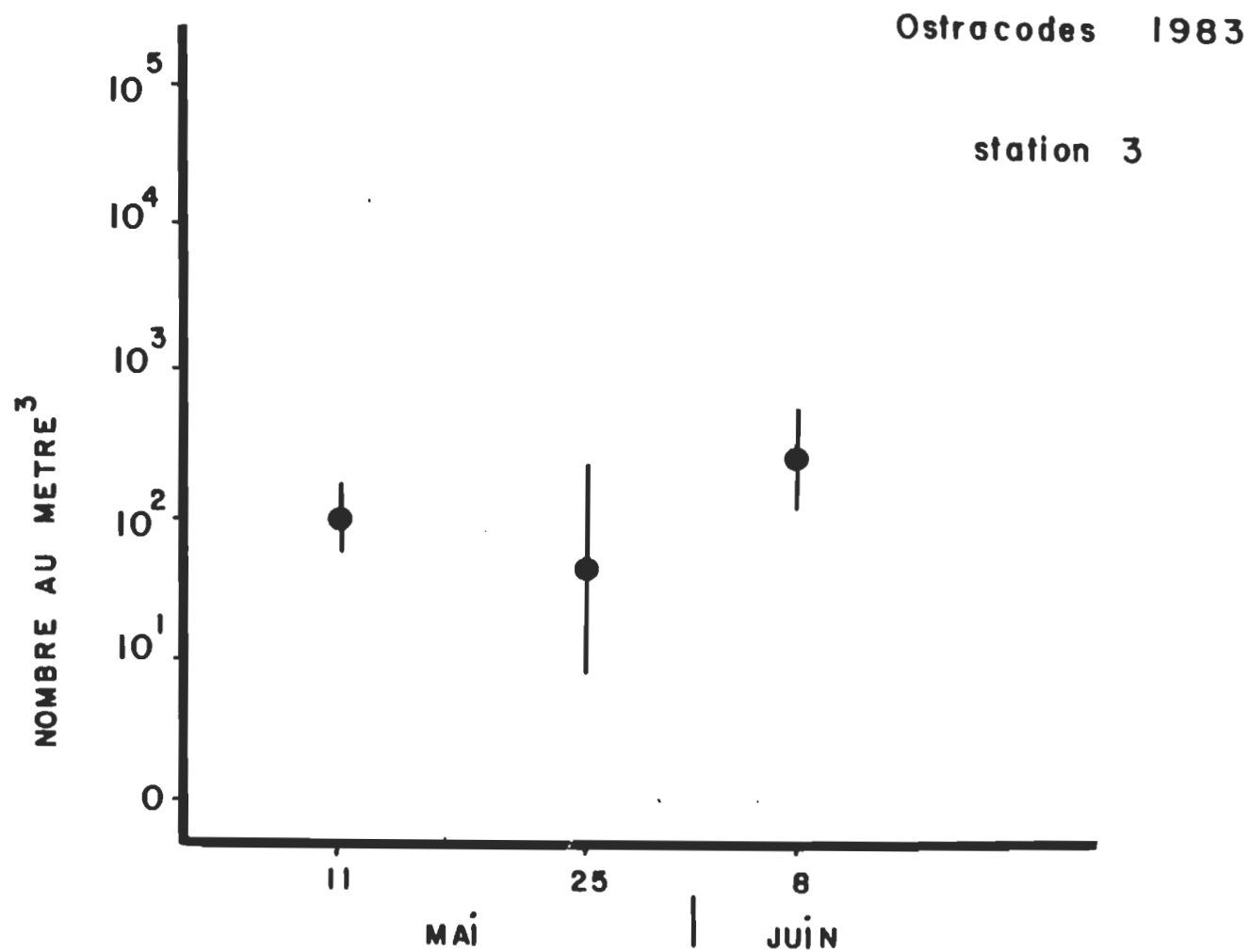


Figure 19.2: Evolution temporelle des densités d'Ostracodes recensés à la station 3 pendant la saison 1983. Aucun traitement n'a été effectué au cours de cette saison.

Les figures 20 à 22 présentent la composition détaillée des échantillons des figures précédentes. Les sphères illustrent les densités d'organismes au mètre cube. Cette présentation nous renseigne sur la phénologie des organismes.

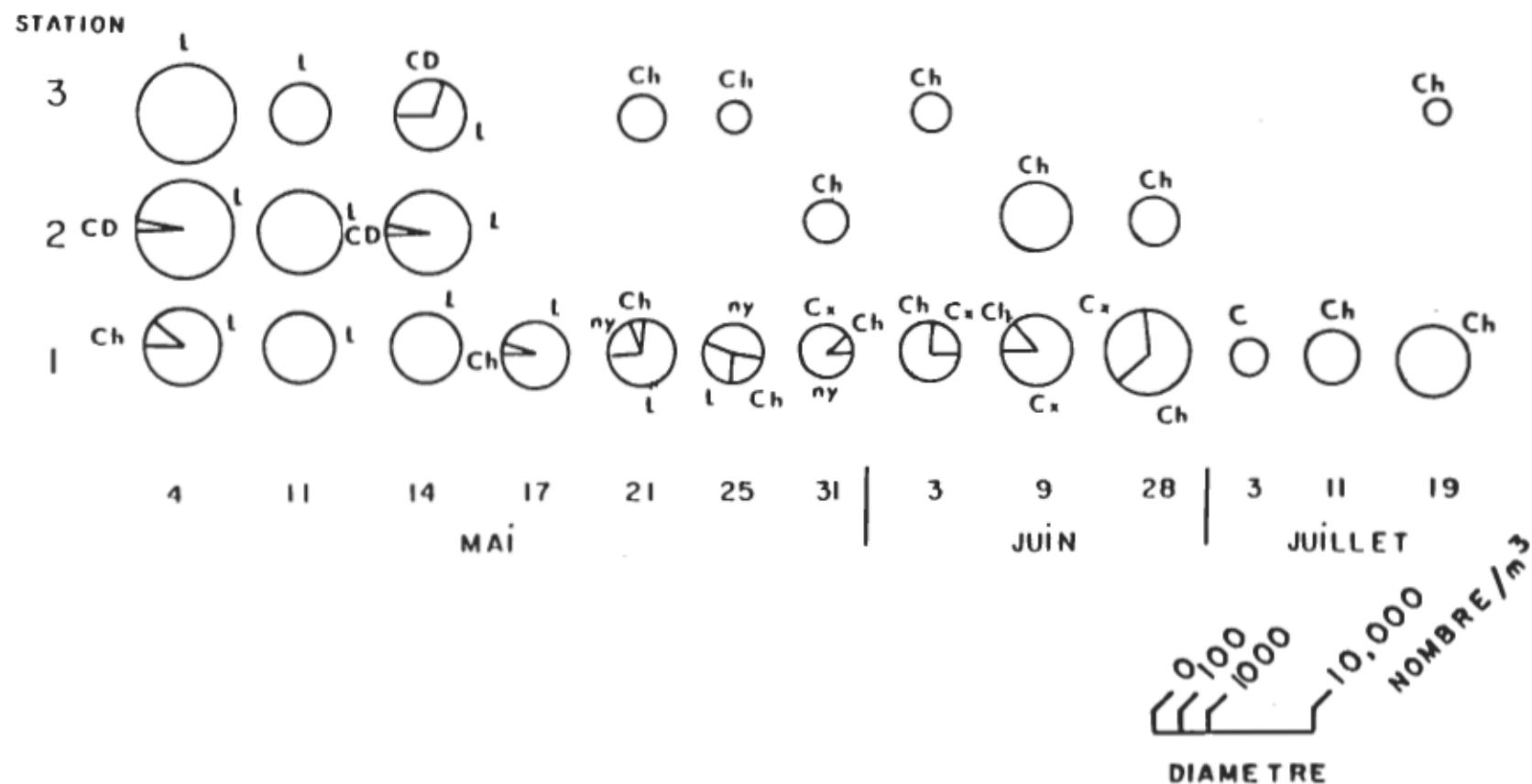
### 3.2.1 Les diptères

Les figures 16.1 et 16.2 présentent l'évolution des densités de diptères aux 3 stations, pour les années 1982 et 1983.

L'analyse de la distribution des 3 premiers échantillons pour 1982, période constituant le témoin temporel, montre que les 3 stations ont un profil comparable. Les données de 1983, viennent confirmer la situation. On peut remarquer le retard à la station 2 au printemps 1983.

Les densités estimées se situent, pour les 3 stations, autour du millier de larves par mètre cube, pour la période pré-traitement de 1982. Ces densités se situent approximativement au même niveau à la station témoin pendant la période post-traitement.

La situation est fort différente en ce qui concerne les 2 stations traitées. La figure 16.1 nous montre que les populations chutent suite au traitement et se rétablissent par la suite. Les écart-types présentés démontrent que de



**Figure 20.1:** Sphères illustrant les proportions relatives des différents Diptères recensés pendant la saison 1982. L, larves du genre *Aedes*; ny, nymphes du genre *Aedes*; Ch, larves de Chaoboridae; CD, larves de Chironomidae et Dixidae; Cx, larves de *Culex territans*.

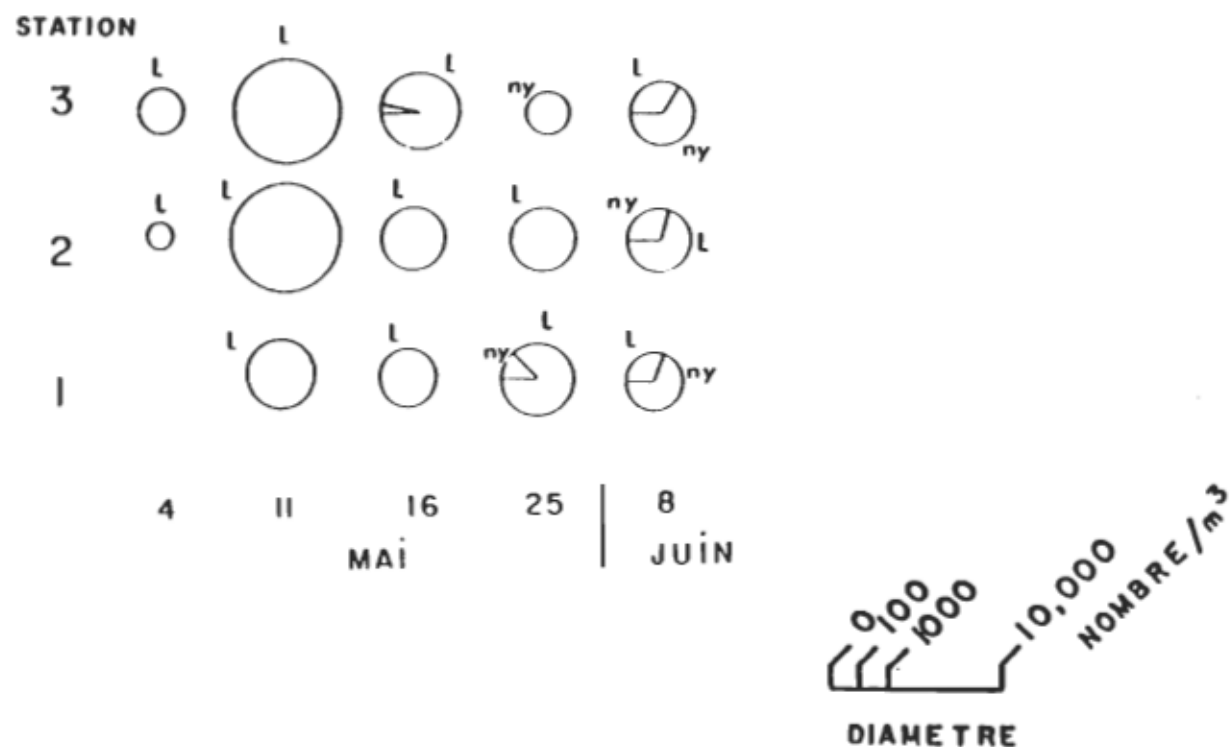


Figure 20.2: Sphères illustrant les proportions relatives des différents Diptères recensés pendant la saison 1983. L, larves du genre *Aedes*; ny, nymphes du genre *Aedes*.

STATION

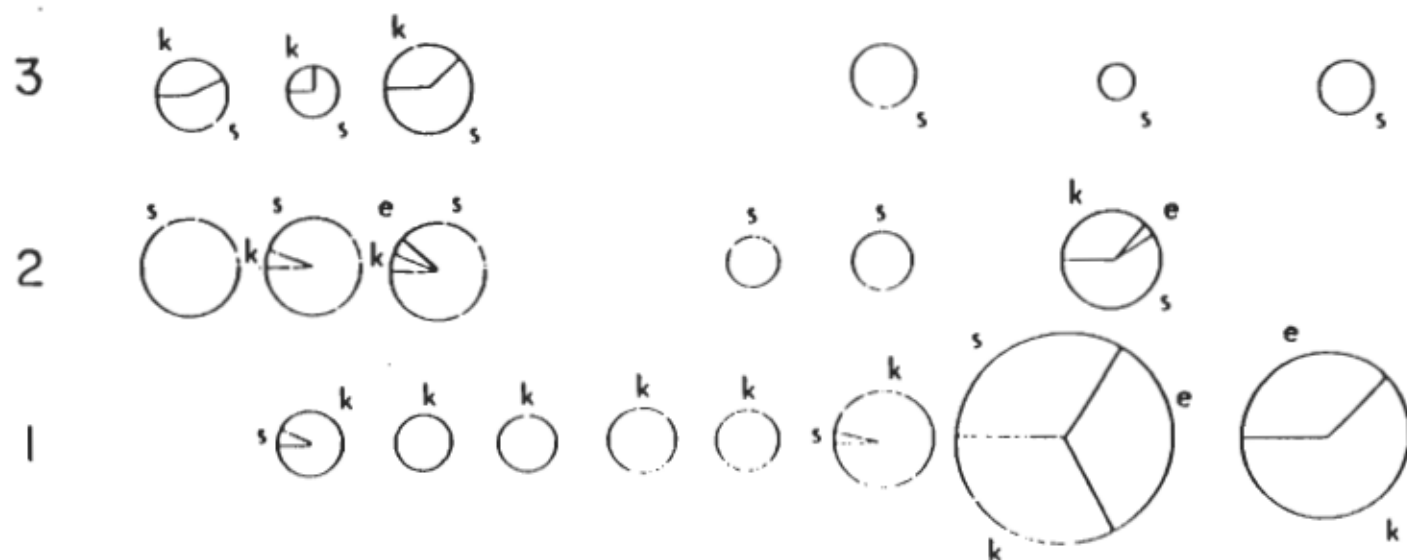


Figure 21.1: Sphères illustrant les proportions relatives des différents Cladocères recensés pendant la saison 1982. k, *Scapholeberis kingi*; e, *Simocephalus exspinosus*; s, *Chydorus sphaericus*.

STATION

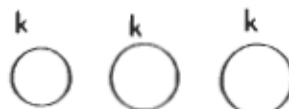
3



2



1



11 25 8  
MAI | JUIN

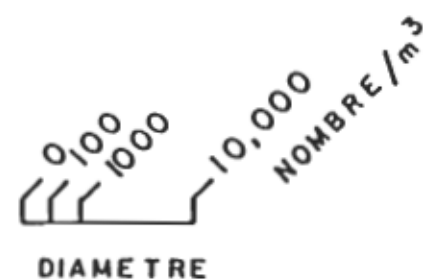
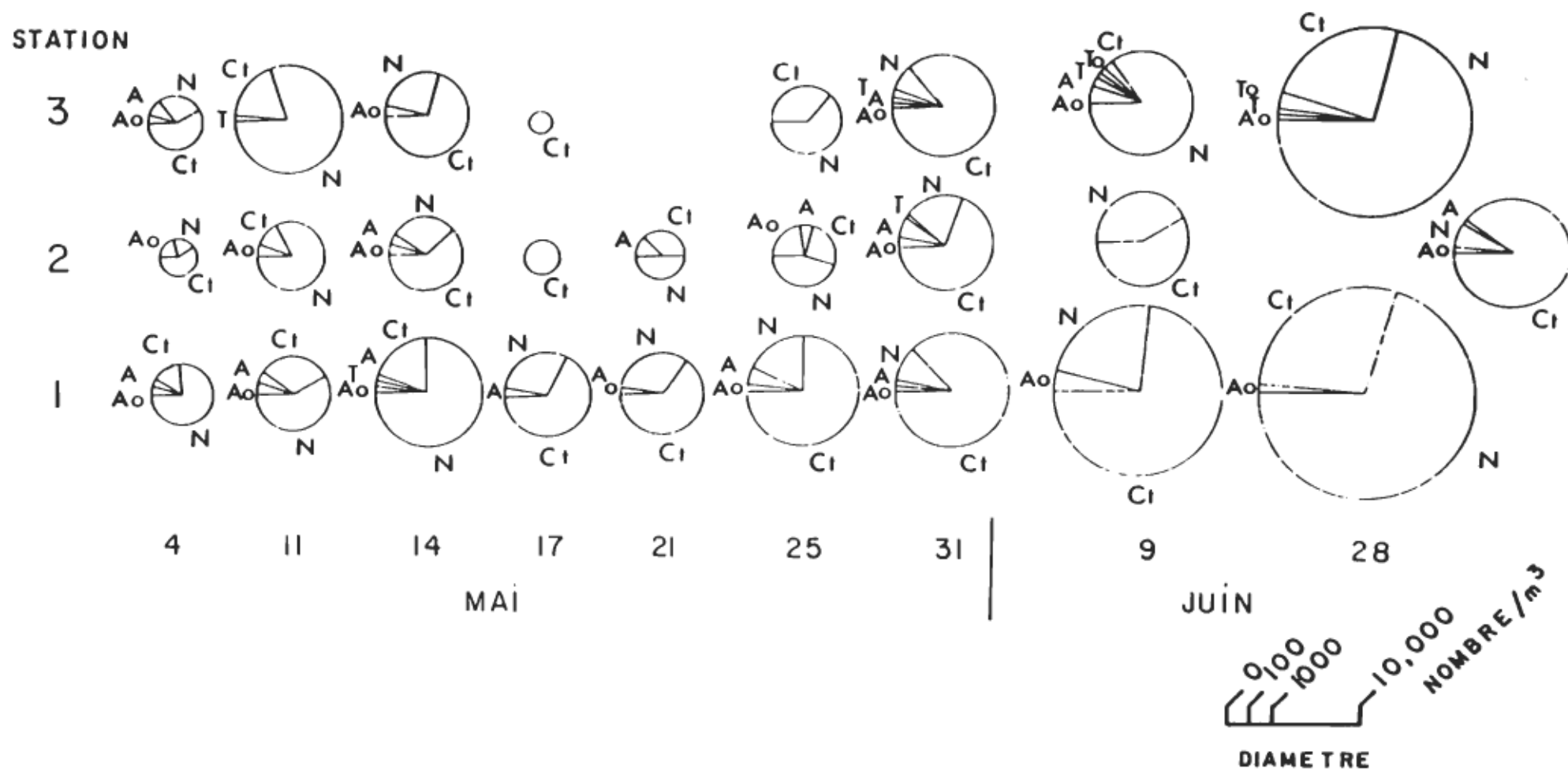


Figure 21.2: Sphères illustrant les proportions relatives des différents Cladocères recensés pendant la saison 1983. k, *Scapholeberis kingi*; e, *Simocephalus expinosus*; s, *Chidorus sphaericus*.



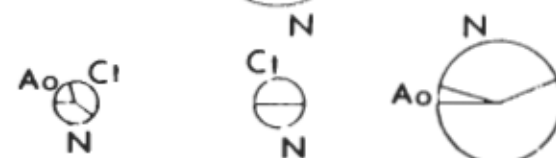
**Figure 22.1:** Sphères illustrant les proportions relatives des différents Copépodes recensés pendant la saison 1982. Ao, *Acanthocyclops vernalis*, femelles ovigères; A, *Acanthocyclops vernalis*, femelles non ovigères et mâles; To, *Tropocyclops prasinus mexicanus*, femelles ovigères; T, *Tropocyclops prasinus mexicanus*, femelles non ovigères et mâles; Ct, copépodites; N nauplii

STATION

3



2



1



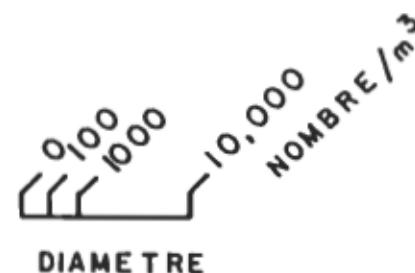
11

25

8

MAI

JUIN



**Figure 22.2:** Sphères illustrant les proportions relatives des différents Copépodes recensés pendant la saison 1983. Ao, *Acanthocyclops vernalis*, femelles ovigères; A, *Acanthocyclops vernalis*, femelles non ovigères et mâles; To, *Tropocyclops prasinus mexicanus*, femelles ovigères; T, *Tropocyclops prasinus mexicanus*, femelles non ovigères et mâles; Ct, copépodites; N, nauplii.



façon générale la variation autour de la moyenne est acceptable, ce qui confirme la validité de l'échantillonnage.

Une comparaison avec la littérature nous montre qu'en terme de densité, les mares étudiées se situent à la limite inférieure de ce que les auteurs rapportent pour des milieux équivalents. Savignac (1980) a obtenu les densités de larves suivantes: dans l'Erablière rouge à sapin et à sphaignes de 4 000 à 30 000 larves au mètre cube; dans l'Erablière rouge à frêne et orme, 1 000 larves au mètre cube; et dans la Cèdrière 4 000 larves au mètre cube. Maire *et al.* 1978, dans des milieux forestiers à inondation temporaire, Erablière argentée, présentent des densités variant de 700 , au printemps, à 2 300 larves au mètre cube en été.

La figure 20.1 montre l'évolution phénologique des Diptères aux 3 stations. A la station 1 on remarque une disparition progressive des larves de *Aedes* printaniers, qui sont remplacés par les nymphes. La diminution du volume des sphères correspond dans ce cas à l'émergence des adultes. Les Chaoboridés présents de façon fluctuante, se maintiennent en faible densité et finalement prennent de l'importance au cours du mois de juin. En parallèle on voit l'apparition des larves de *Culex territans* . La présence de cette espèce à la seule station 1, n'est pas sans soulever d'interrogations, dans la mesure où nos données ne nous permettent pas de déterminer si cette situation est

imputable au traitement. Selon Maire et Aubin (1980), ce genre ne démontre pas la sélectivité que l'on reconnaît aux *Aedes* dans le choix des sites de ponte; cette distribution peut donc s'expliquer par le hasard.

On constate donc un remplacement des taxons présents à la station 1, démontrant le passage d'une communauté printanière, représentée par les *Aedes*, à une communauté estivale, représentée par les *Culex* et *Chaoborus*. Ce passage s'effectue pendant les 2 dernières semaines de mai.

En ce qui concerne les stations 2 et 3 on observe, suite au traitement, la disparition subite des espèces printanières. Les seuls Diptères recolonisant ces stations ont été les larves de *Chaoborus*. Les densités estimées demeurent faibles. L'augmentation des densités pour l'échantillon du 9 juin à la station 2 constitue à nos yeux un artéfact causé par la réduction importante du volume d'eau à cette station pendant la période précédant cette date.

Les données relatives au printemps 1983, figure 16.2 et 20.2, démontrent que le traitement du 14 mai 1982 n'a pas affecté la recolonisation des stations étudiées. Nos données ne nous permettent pas de discuter de l'absence des taxons autres que les larves et nymphes d'*Aedes* printaniers, nous considérons que cette situation s'insère dans la variabilité normale reconnue à ce type d'habitat (Wiggins *et al.* 1980).

### 3.2.2 Les Cladocères

Les densités de Cladocères recensés aux 3 stations pendant la période prétraitement et à la station 1 pendant la période suivant le traitement, oscillent entre 100 et 10,000 individus au mètre cube (figure 17.1).

Les données rapportées par Leblanc (1980), pour les espèces que nous avons recensées, oscillent entre 100 et 30 000 organismes au mètre cube et ce, pour des mares situées dans l'Erablière argentée et la Cèdrière tourbeuse. Si on tient compte du fait que les densités maximales rapportées par cet auteur se rapportent à un pic obtenu au mois de septembre, mois pour lequel nous ne présentons pas de données, nous pouvons conclure que ces densités sont comparables.

En ce qui concerne l'évolution des densités avant le traitement, on remarque que la station 1 présente un certain retard par rapport aux 2 autres stations. Cette situation se rétablit cependant entre le 11 et le 17 mai. Par la suite ces populations se maintiennent à des densités relativement élevées, ce qui assure la validité de notre témoin.

Le traitement induit une chute importante des populations aux stations 2 et 3. La récupération s'effectue dans les 2 semaines suivant le traitement.

L'évolution phénologique des taxons (figure 20.1) diffère entre les stations traitées et la station témoin. A la station 1, on remarque la présence

de *Scapholeberis kingi* accompagné, en faible densité, jusqu'au 31 mai par *Chydorus sphaericus*. En juin, on observe une augmentation des densités de *Chydorus* et l'apparition massive de *Simocephalus exspinosus*.

Les 2 stations traitées présentent une structure de communauté différente de la station témoin avec une présence plus abondante de *Chydorus* pendant la période pré-traitement. Tout comme dans le cas des Diptères, les populations chutent suite au traitement. La recolonisation s'effectue de façon plus lente à la station 3.

L'assèchement de la station 2, peu après le 9 juin est tenu responsable de l'absence de Cladocères au 28 juin.

Les résultats de 1983 (figure 17.1 et 21.2) montrent que les populations prennent moins de temps à s'établir à la station 2 qu'aux 2 autres. Ces dernières présentent en date du 8 juin des densités comparables au témoin. Nous expliquons ce retard de colonisation par un décalage du réchauffement de l'eau et une variabilité interannuelle normale (Wiggins *et al.*, 1980).

### 3.2.3 Les Copépodes

La figure 18.1 nous montre que de manière semblable aux taxons précédemment analysés, les échantillons pré-traitements se comparent pour

les 3 stations.

Leblanc (1980) a évalué les densités de *A. vernalis* dans des mares situées dans l'Érablière rouge; les densités rapportés varient de 2 500 à 30 000 femelles ovigères au mètre cube. La densité très élevée de 30 000 au mètre cube s'explique selon l'auteur par une concentration des organismes résultant d'un assèchement hâtif de ce milieu. Même en tenant compte de cet artéfact les densités que nous avons évaluées se situent nettement sous ces valeurs.

Durant la période suivant le traitement on constate une chute des populations aux 2 stations traitées. Les densités de ces populations retournent à des valeurs comparables au témoin dans les 2 semaines suivant le traitement.

La figure 22.1 illustre la phénologie des espèces recensées. La distinction amenée entre les femelles ovigères et les autres adultes est nécessaire dans la mesure où les taxonomistes ne reconnaissent de façon certaine que les identifications effectuées à partir de femelles ovigères (Smith et Fernando, 1978). Le fait que nos échantillons ne comportent que 2 espèces, faciles à distinguer par la taille, nous a cependant autorisé à comptabiliser les adultes autres que les femelles ovigères.

A la station 1 on peut observer un succession régulière sans variation

importante de la densité globale. Seules les proportions des différents stades et espèces changent, la masse de nauplii présents pendant la première quinzaine de mai se transforme progressivement en copépodites et redonnera à partir du 21 mai une seconde génération de femelles ovigères.

En date du 14 mai, la présence de quelques adultes de *Tropocyclops* dénote une tentative d'implantation à la station 1. L'échec de l'implantation de cette espèce à cette station peut s'expliquer par la forte compétition offerte par *A. vernalis* qui ne lui a pas laissé de place. Ce phénomène suggère que ces 2 espèces, pourraient avoir une niche écologique proche l'une de l'autre.

Aux stations 2 et 3 on remarque que pendant la période précédant le traitement les communautés se structurent de façon à peu près comparable à ce que l'on retrouve pour le témoin. La succession des générations, déjà discutée pour la station 1, semble s'être effectuée plus tôt à ces 2 stations.

Suite au traitement on constate une chute importante des populations aux 2 stations traitées. La récupération s'effectue cependant rapidement. Il est intéressant de noter qu'en aucun temps les populations ne sont tombées à zéro à la station 2. Au 31 mai, la structure des populations présente un profil semblable à celui de la station 1. Le 25 mai, une abondance relative de femelles de *A. vernalis* démontre la grande capacité de récupération de cette espèce.

L'absence d'adultes à la station 2 le 9 juin, constitue une situation anormale que l'on peut cependant relier aux conditions difficiles régnant à cette station pendant l'assèchement qui est alors en cours (figure 10). L'échantillonnage du 28 juin démontre que les populations ont récupéré après cet assèchement.

L'absence de Copépodes à la station 3 en date du 21 mai, constitue une énigme. Cette situation est-elle causée par un biais d'échantillonnage ou reflète-elle une absence réelle de Copépode à cette date? Les échantillons subséquents, 25 et 31 mai, montrent qu'en densité globale, la station 3 se compare à la station 2. On dénote cependant un retard de l'apparition des adultes à la station 3, cette situation se corrige le 31 mai. A partir de cette date on peut observer une tentative de colonisation par *Tropocyclops*, contrairement à ce que l'on a observé précédemment, il semble que cette fois il parvienne à s'implanter dans le milieu. La chute des populations de *A. vernalis* suite au traitement a peut-être favorisé l'implantation de *Tropocyclops*.

Les résultats relatifs au printemps 1983, figure 18.1 et 22.2 montrent que la colonisation printanière s'est effectuée de façon comparable aux 3 stations. L'échantillon du 8 juin est particulièrement probant à cet égard. A la station 3, on peut observer en date du 11 mai, l'abondante présence de

*Tropocyclops* et sa disparition progressive par la suite.

### 3.2.5 Comparaisons avec la littérature

En rappel avec ce que nous avons déjà mentionné en introduction, peu d'études exhaustives ont été publiées sur les effets environnementaux de traitements menés contre les larves de moustiques en milieux naturels. Nous présentons ici les travaux se rapprochant le plus du type d'étude que nous avons menée.

Butcher *et al.* (1975) ont étudié en aquarium et en étang artificiel l'impact du temephos (Abate) sur les microorganismes (communautés bactériennes) et les propriétés physicochimiques de l'eau. Concernant les tests en aquarium, les résultats obtenus ne démontrent aucun effet à la concentration de 25 ug/L, tandis qu'une chute des populations a été décelée à 100 ug/L. En étang expérimental, aucun effet n'a été observé chez les microorganismes, de même qu'aucun changement des propriétés physicochimiques n'a été enregistré.

Ali et Mulla (1978) ont pour leur part étudié les effets en milieu lacustre de traitements effectués avec quelques organophosphorés sur divers arthropodes non cibles. Le temephos utilisé aux concentrations de 4.2 et 9.2



µg/L a entraîné des chutes importantes (50-85 %) des populations de Cladocères et de Copépodes. Les récupérations ont différé selon que les traitements avaient été effectués sur des fractions de baie ou de lacs ou sur le milieu au complet. Les auteurs interprètent ces résultats en fonction d'une recolonisation des zones traitées par des organismes venant des zones épargnées. Dans les cas de traitements effectués sur des portions de baies ou de lacs la recolonisation s'est effectuée dans les 2 semaines suivant le traitement. Les lacs traités en entier ont subi un impact plus sévère et plus prolongé.

Ces résultats se comparent aux nôtres en terme de sensibilité des taxons et de temps de récupération. Cependant , il faut considérer la recolonisation par migration, c'est-à-dire par le déplacement des organismes des zones non affectées aux zones affectées. Dans notre cas, les populations décimées ont récupéré sans immigration autre que celle des imagos, cette situation démontre le dynamisme des communautés colonisant les mares temporaires.

Dans une étude sommaire, basée sur des données de présence-absence, Frank et Sjogren (1978) ont rapporté un effet minime de traitements effectués au temephos. Les dosages utilisés étaient de 0,025 lb/acre (0,028 kg/ha). L'absence d'information concernant les volumes d'eau traités nous empêchent d'évaluer les concentrations d'insecticides atteintes. Les

populations de Crustacés (Copépodes, Ostracodes, Cladocères et Amphipodes non identifiés) n'ont pas semblé affectées par le traitement. Ces résultats, qui semblent démontrer une relative innocuité du temephos, n'offrent que peu d'éléments de discussion dans la mesure où les observations se sont échelonnées sur une période de 1 à 6 semaines, laps de temps suffisant pour permettre une recolonisation des habitats par les taxons touchés.

L'effet de traitements au temephos et au chlorpyrifos sur la structure de communautés d'insectes (Odonates, Hémiptères, Coléoptères et Diptères) de marais salants a été étudié par Campbell et Deno (1976). Suite à 4 traitements bi-hebdomadaires, à des dosages de 34,75 g de matière active/ha de temephos les auteurs n'ont observé aucun effet significatif en termes de richesse d'espèces et d'indice de diversité. Il est cependant important de considérer dans l'interprétation de ces résultats l'effet (rapporté par les auteurs) des marées, responsables de la dilution du produit et de la recolonisation des habitats par immigration.

Dans une étude à caractère plus global, Papst et Boyer (1980) ont étudié l'effet de traitements au temephos et au chlorpyrifos. Les dosages utilisés ont été de 10 µg/L pour les 2 produits et pour une station de 10 mg/L de temephos. Ces travaux ont été effectués en étangs expérimentaux. Les résultats démontrent un déclin des populations de macrozooplancton, ces

populations sont restées basses ou nulles pendant les 30 jours suivant l'application. Pendant ce temps, d'importantes populations de microzooplanctons (rotifères et nauplii) se seraient formées. On signale aussi l'apparition de blooms d'algues environ 40 jours après l'application. Les auteurs interprètent ces résultats en s'appuyant sur les travaux de Hurlbert *et al.* (1972), par une diminution de la prédation et du broutage par le macrozooplancton.

L'absence de recolonisation du milieu par les populations de zooplancton, constitue des résultats divergeant par rapport aux nôtres de même que par rapport à ceux déjà présentés. Il semble que dans ce cas les populations affectées n'aient pas pu récupérer de l'impact du traitement. A notre avis il est important de tenir compte dans toute interprétation de ces résultats du caractère artificiel des étangs dans lesquels ces auteurs ont travaillé; nous croyons que ce type d'habitat ne présente pas le même pouvoir de récupération que les milieux naturels.

Porter et Gojmerac (1969) rapportent les résultats d'une évaluation de l'effet de traitements au temephos sur certains taxons de mares temporaires. L'insecticide a été utilisé à raison de 0,03 lb /acre (0,034 kg/ha) dans des plans d'eau dont l'épaisseur variait de quelques pouces à 1.5 pied. La comparaison du nombre d'organismes dénombrés avant et 5 jours après le

traitement montre que les larves de moustiques, de même que celles du Trichoptère *Limnophilus indivisus* et celles de l'Odonate *Lestes dryas* ont été affectées par le traitement. Les nymphes de moustiques ainsi que les Amphipodes, Isopodes, Ostracodes et Copépodes n'ont pas été affectés. Nos résultats vont dans le même sens que ceux de ces auteurs. La récupération rapide que nous avons observée pour les populations de Copépodes peut expliquer l'absence d'effets que ces auteurs rapportent après 5 jours.

Sanders *et al.* (1981) ne rapportent aucun effet sur les arthropodes benthiques. Le temephos en formulation émulsifiable à 43% de matière active a été utilisé aux concentrations de 4 et 40 µg/L, à raison de 2 traitements mensuels. Les auteurs signalent par contre une réduction de la densité des Diptères, cette évaluation ayant été faite à partir de l'enregistrement des émergences. Ils concluent que les Diptères les plus sensibles étant éliminés, il aurait résulté une réduction de la prédation favorisant les moins sensibles. Les auteurs n'apportent cependant pas de précisions sur ces espèces plus ou moins sensibles. Ils précisent que les taxons dominants étaient les Chironomides: *Procladius bellus*, espèce prédatrice, *Tanytarsus spp.*, *Pseudochironomus richardsoni*, *Chironomus attenuatus* et *Dicrotendipes modestus*, espèces filtreuses.

Ces résultats démontrent la relative innocuité du temephos. Il est difficile

d'établir des comparaisons avec nos résultats étant donné les différences importantes en termes de taxons recensés et de méthodes d'échantillonnage.

Windegoth et Patterson (1966), suite à un traitement effectué avec du temephos technique à 0.25 lb/acre (.29 kg/ha), n'ont observé aucune mortalité sur les Odonates, Chaoborus, Copépodes, Ostracodes et crustacés "shrimps" (non identifiées). Ces doses correspondaient à des concentrations de 10 et 100 µg/L aux profondeurs de 10 et 1 pied respectivement. Dans l'interprétation de ces résultats, il faut tenir compte du caractère lacustre du milieu étudié.

Wall et Marganian (1971) ont déterminé l'effet de traitements effectués avec divers insecticides, dont le temephos, sur la faune de marais salants. Leurs résultats n'ont démontré aucun effet sur la faune planctonique. Encore une fois, il faut tenir compte de l'effet des marées dans l'interprétation de ces résultats.

Sous des conditions tropicales, Yap *et al.* (1982) ont déterminé l'effet de traitements larvicides effectués au temephos. Les dosages utilisés ont été de 60, 100 et 200 g/ha d'une formulation émulsifiable (Abate 500-E) comportant 50% de matière active. Leurs résultats démontrent que les Cladocères (*Diaphanosoma* et *Moinodaphnia*) se sont avérés les organismes les plus sensibles. Le temps de récupération a varié en fonction

de la dose utilisée. Les populations de Cladocères ont cependant toutes récupéré dans les 2 semaines suivant le traitement. Les Copépodes ont pour leur part récupéré dans la semaine suivant le traitement.

### 3.3 Suivi de l'activité résiduelle

La figure 23 présente l'évolution dans le temps des mortalités des larves de *A. communis* exposées pendant 24 heures aux eaux des stations 2 et 3. On remarque que le seuil de 50 % de mortalité est atteint en 3 jours à la station 2 et en 6 jours à la station 3.

Ayant pris soin de calculer le volume des 2 stations traitées avant d'y épandre l'insecticide, nous rejetons l'hypothèse que cette différence soit due à une erreur dans le dosage de l'insecticide. La figure 24 présente de façon schématique les principaux mécanismes de dégradation tels que rapportés par la littérature. Il est difficile de déterminer l'importance relative de chacun de ces mécanismes; il est cependant reconnu que l'hydrolyse chimique, se produisant dans la colonne d'eau, et microbiologique sont les mécanismes les plus actifs. Les facteurs régissant ces mécanismes sont: la température, le pH, la biomasse présente (en termes qualitatif et quantitatif),

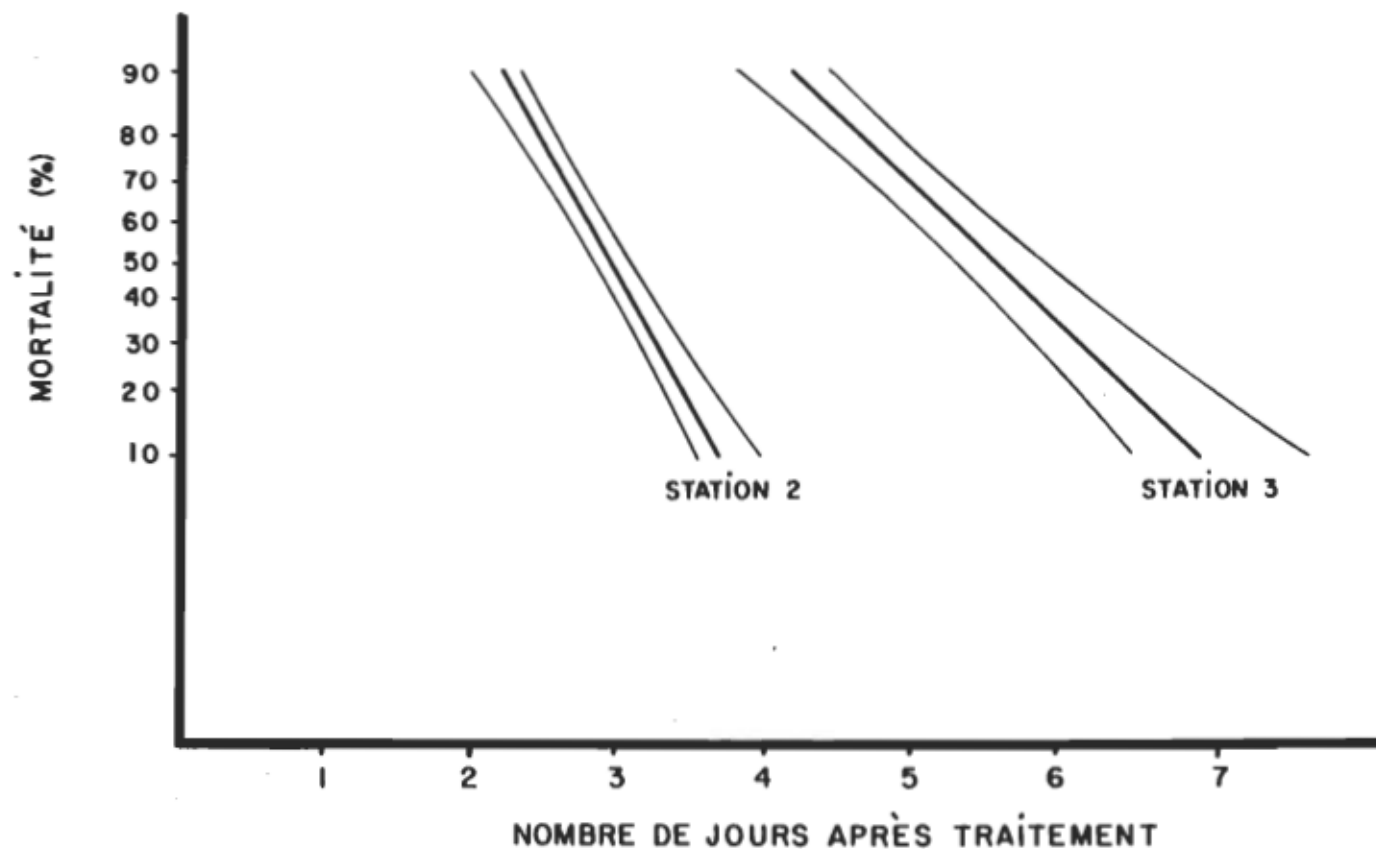
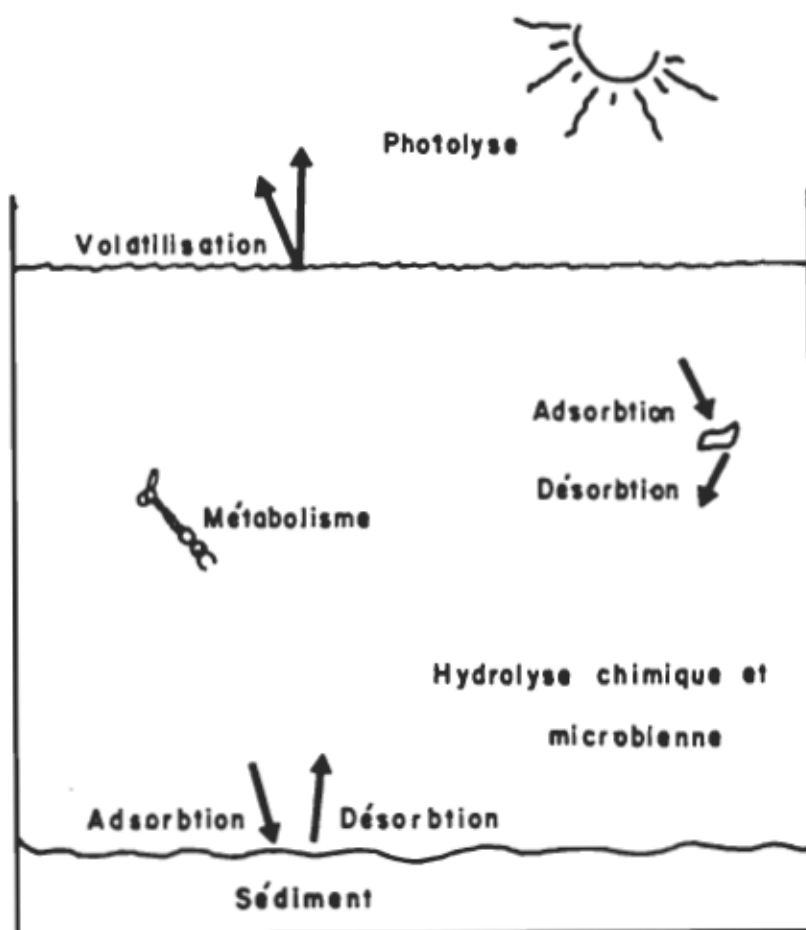


Figure 23: Analyse probit de la mortalité des larves de 4e stade de *Aedes communis* exposées à l'eau des 2 stations traitées. La droite de régression et les intervalles de confiance à 95 % sont représentés.



**Figure 24:** Schématisation des mécanismes impliqués dans la dégradation des pesticides dans le milieu aquatique, (adapté de Lee *et al*/ 1982; Pionke et Chester 1973; Marshall et Roberts 1978).



l'ensoleillement ...

Certains des paramètres physicochimiques que nous avons mesurés nous permettent de poser des hypothèses afin d'expliquer les différences enregistrées à la figure 23.

Ainsi, la température de l'eau nettement plus élevée à la station 2 (figures 25 et 9), pourrait être responsable d'une bonne partie des différences enregistrées. La plupart des mécanismes introduits précédemment sont régis par la température. L'hydrolyse, le métabolisme des organismes et la volatilisation étant les plus touchés par ce facteur.

En ce qui concerne les interactions entre le sédiment et l'insecticide, il faut tenir compte du fait que la nature du sédiment était semblable aux 2 stations considérées. On retrouvait des feuilles d'*Acer rubrum*, de *Fagus grandifolia* et des aiguilles de conifères. Ces matériaux étaient en état de décomposition partielle. Ce type de sédiment constitue un substrat très favorable au développement d'une flore algale et microbienne importante. Rappelons que ces organismes sont reconnus comme agents importants dans la dégradation des organophosphorés.

La similarité du substrat des 2 mares est de nature qualitative. En termes quantitatifs nous remarquons cependant, en référant à la bathymétrie des

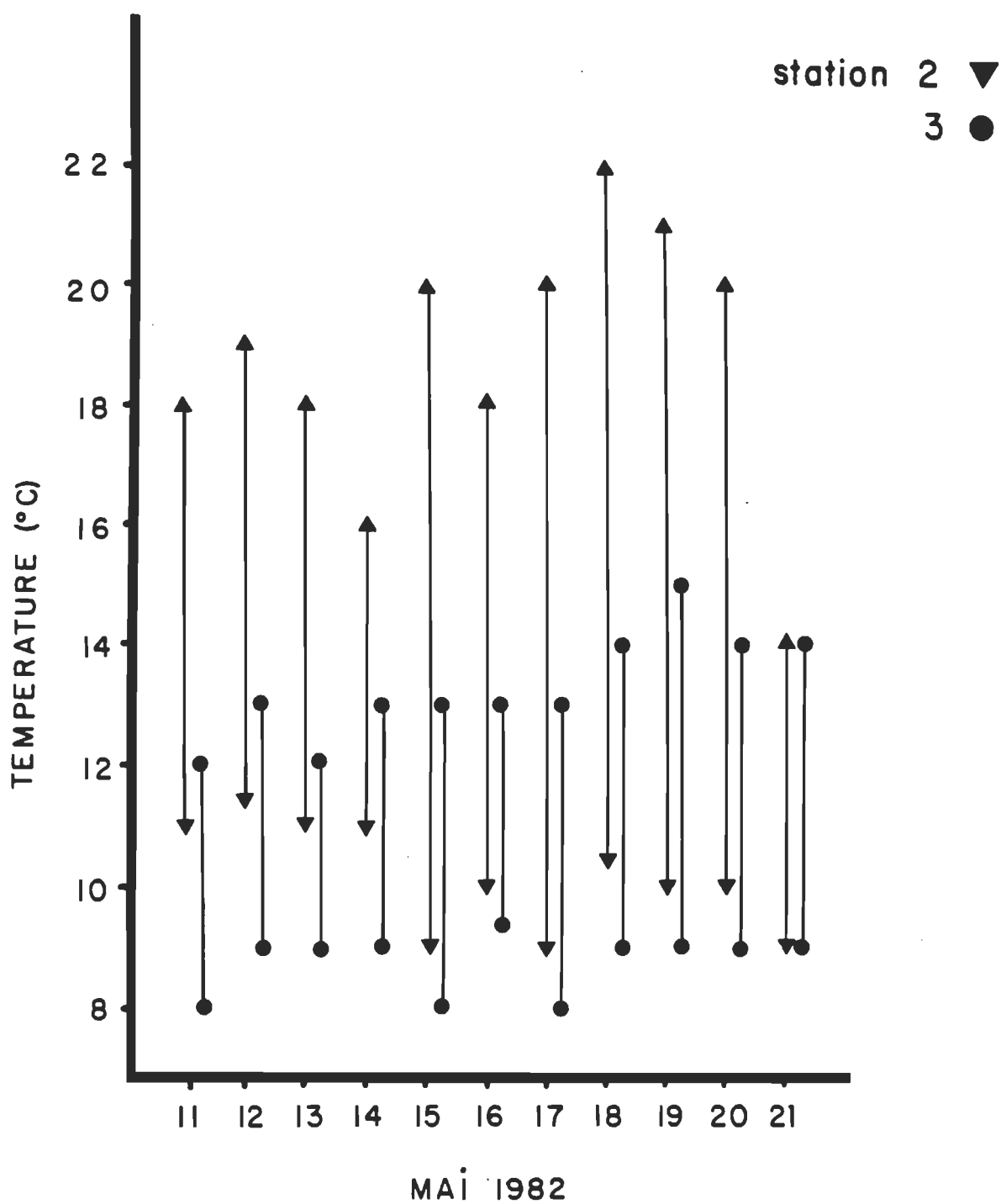


Figure 25: Evolution journalière des températures maximale et minimale aux 2 stations traitées, pendant la période de suivi de l'activité résiduelle de l'insecticide.

mares (figure 6), que la station 2 présente une surface de sédiment beaucoup plus importante que la station 3. Ce paramètre prend toute son importance si on considère que l'insecticide a été dosé en fonction du volume de la mare, lequel est d'ailleurs beaucoup moindre à la station 2.

Nos données ne nous permettent pas de vérifier cette hypothèse sur la morphométrie, nous croyons cependant qu'il s'agit d'une voie intéressante à explorer.

La comparaison de ces résultats avec la littérature présente quelques difficultés, dues au fait que très peu d'auteurs ont publié les résultats sur ce type de travaux.

Maire (1971) présente des résultats à peu près comparables aux nôtres. Toute comparaison doit tenir compte du fait que cet auteur a effectué ces tests avec des larves de *Culex pipiens*, genre ne présentant pas la même susceptibilité que *Aedes* ; de plus, le dosage à 80 et 120 g/ha de la formulation Abate 500-E qu'il a utilisé est plus élevé que le nôtre qui est de 53 g/ha pour la station 3 et de 13 g/ha pour la station 2. Les résultats partiels de cet auteur montrent que le 50% de mortalité serait atteint en environ 5 jours et 12 jours, dépendemment du dosage. L'eau utilisée provenait d'un fossé profond d'environ 30 cm. Le sédiment était constitué de

feuilles en décomposition. L'auteur ne présente pas d'information sur les conditions de température de l'eau, il précise cependant que les bioessais ont été effectués en été en laboratoire à 18 C.

Back *et al* (1983) présentent les résultats d'une étude concernant l'activité résiduelle du temephos formulé en granulé à 2% de matière active. L'épandage a été fait au taux de 112 g/ha de matière active, les gîtes traités étant des tourbières. Le seuil de 50% de mortalité a été atteint en 2 jours. Les bioessais ont été effectués à la température de la pièce avec des larves de *Aedes canadensis* de 4e stade.

Rettich (1979) présente les résultats d'un suivi d'activité résiduelle qu'il a effectué avec des larves de *Culex pipiens*. Son étude démontre le rôle prépondérant joué par les feuilles en décomposition dans la dégradation du temephos. Les comparaisons directes avec notre étude sont cependant difficiles à faire car cet auteur évalue l'activité résiduelle en terme d'efficacité, ce qu'il définit ainsi:

" The insecticide was considered ineffective when at least 20% of the larvae survived 3 days exposure." ( p. 325)

Une telle évaluation, intéressante d'un point de vue appliqué, est cependant difficilement comparable à nos résultats.

Didia *et al*. (1975) ont suivi l'activité résiduelle du temephos, en

formulation granulée à 2% de matière active, en conditions d'aquarium. Les dosages ont été de 0,027 et 0,054 g dans 40 litres d'eau, ce qui selon nos calculs équivaut à des concentrations en matière active de 13,5 et 27 µg/L. L'activité résiduelle a été suivie par insertions quotidiennes de populations de Cladocères (*Simocephalus sp.* et *Ceriodaphnia sp.*), Copépodes (*Cyclops sp.*, *Ectocyclops sp.* et *Eucyclops sp.*), Coléoptères (Famille des *Hydrophilidae*), Diptères (*Chironomidae*, 1 espèce non identifiée; *Chaoboridae*, *Chaoborus sp.*; *Culicidae*, *Culex pipiens*) et Gastéropodes (*Physa sp.*)

Leurs résultats démontrent que les organismes les plus sensibles ont été les Cladocères et certains Diptères (Chironomide et *Culex*). Les populations des autres taxons n'ont présenté qu'une faible mortalité. Concernant les Cladocères, des mortalités de 100 % ont été observées pendant 3 jours, suivies au 4<sup>e</sup> jour d'une mortalité de 30 % pour la concentration de 13,5 µg/L. A 27 µg/L, des mortalités de 100 % ont été observées pendant 7 jours, après quoi elles seraient progressivement baissées à 30 % pendant les 3 jours suivants.

Des mortalités de 100 % chez les Chironomides ont été observées pendant 5 jours à la concentration de 13,5 µg/L et pendant 7 jour à 27 µg/L.

Les populations de *Culex pipiens* ont été affectées à 100 % pendant 2 jours, ces mortalités ont par la suite chutées progressivement, ce pour les 2 concentrations utilisées.

Ces résultats sont en accord avec les nôtres et ce, autant en termes de description d'impact que de suivi de l'activité résiduelle. Concernant l'impact, nous avons comme ces auteurs, observé que les Cladocères s'étaient révélés très sensibles à l'insecticide, tandis que les Copépodes et les *Chaoborus* démontraient une tolérance plus grande, leur permettant de recoloniser rapidement les stations traitées.

L'absence de renseignements concernant les conditions physicochimiques prévalant lors de ces tests nous empêchent de vérifier le bien fondé des hypothèses que nous avançons pour expliquer les temps de dégradation que nous avons observés.

Dixon et Brust (1971) ont suivi l'activité résiduelle du temephos en formulations granulée et émulsifiable. Les taux d'application étaient de 0,05 et 0,032 lb de matière active à l'acre. L'activité résiduelle a été évaluée par immersion de lots de 20 larves de moustiques dans des cages grillagées. Leurs résultats démontrent des mortalités de 100 % pendant les 7 premiers jours et aucune mortalité au jour 12, mentionnons qu'aucune lecture n'a été

faite pendant cet intervalle.

Même si dans l'ensemble ces résultats se comparent aux nôtres, il est assez difficile, encore une fois, de vérifier nos hypothèses étant donné les différences importantes dans les conditions de travail. Ces auteurs ont en effet travaillé en étangs expérimentaux en milieu ouvert; de plus ils ne font aucune mention des températures.

#### CHAPITRE 4: SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les résultats obtenus démontrent que le traitement a affecté la dynamique des populations de Diptères, groupe visé, ainsi que celle des Cladocères et Copépodes, taxons constituant une partie de la faune compagne. Les Ostracodes n'ont pas été affectés par le traitement.

En ce qui concerne les Diptères, le passage des espèces printanières aux espèces estivales a été accéléré par le traitement. Cette succession qui s'est opérée de façon progressive à la station 1, passage des larves aux nymphes de *Aedes* et apparition des *Culex*, a été coupée aux 2 mares traitées. Ceci démontre en fait l'efficacité du traitement, dont le but était d'éliminer les larves d'*Aedes* printaniers. Les seuls Diptères ayant recolonisé les mares traitées ont été les larves du genre *Chaoborus*, genre reconnu comme prédateur. Nos résultats ne peuvent expliquer si l'absence de *Culex territans* aux stations autres que le témoin est due au traitement. Les femelles de ce groupe sont cependant reconnues pour être beaucoup moins sélectives que celles du genre *Aedes* dans le choix de leur site de ponte. Le hasard seul peut alors expliquer la distribution de cette espèce aux stations étudiées.

Les communautés de Cladocères et de Copépodes ont été affectées de



façon quantitative par le traitement. En accord avec la littérature précédemment citée, les Cladocères ont été les plus touchés. On a en effet remarqué, suite au traitement, une chute à zéro des populations. La recolonisation s'est effectuée plus rapidement à la station 2 qu'à la station 3. Ce phénomène est en accord avec les résultats obtenus du suivi de l'activité résiduelle, on a en effet remarqué une toxicité sur une période plus longue à la station 3 qu'à la station 2.

La dynamique des populations de Copépodes a aussi été affectée, cependant la recolonisation des mares traitées s'est effectuée plus rapidement que dans le cas des Cladocères. Ce phénomène peut s'expliquer par une susceptibilité moins importante de ce taxon. La littérature précédemment citée rapporte des résultats équivalents.

Les Ostracodes, présents à la seule station 3, n'ont pas été affectés par le traitement. Leurs populations se sont maintenues tout au cours de la saison 1982. Encore là ces résultats sont confirmés par la littérature.

D'une façon générale, les résultats relatifs à la saison 1983, n'ont pas démontré que le traitement avait eu des répercussions sur la recolonisation des mares, les espèces ayant, au nombre d'échantillons près, recolonisé les mares traitées.

Les résultats relatifs au suivi de l'activité résiduelle démontrent que la

cinétique de dégradation du produit a été plus rapide à la station 2 qu'à la station 3. Nous émettons l'hypothèse que le régime thermique, sensiblement plus chaud à la station 2, puisse être tenu responsable de cette situation. La température est en effet reconnue comme un facteur important dans l'hydrolyse des insecticides en milieu aquatique.

Nous croyons aussi que la morphologie des stations ait pu jouer un rôle non négligeable. La station 2 présentait une surface de sédiment relativement plus grande que la station 3; cet aspect est important dans la mesure où le temephos est reconnu pour s'adsorber sur le sédiment, lequel est le support d'une microflore intervenant dans l'hydrolyse de l'insecticide.

En conclusion le traitement effectué a perturbé à court terme la dynamique des populations recensées. La récupération des populations affectées, à un niveau comparable aux témoins spatial et temporel, a pu être observée dans les 2 semaines suivant le traitement. Nous expliquons ces résultats par un dynamisme caractéristique aux espèces adaptées aux milieux temporaires, habitats qui par définition sont instables. Le traitement effectué a eu à peu près les même répercussions qu'un assèchement hâtif des mares, suivi d'une remise en eau. La dynamique des populations présentes ont été affectées, les espèces ne présentant qu'une seule génération par année ont été

éliminées tandis que celles se reproduisant en continu ont recolonisé le milieu après la disparition de la toxicité due à la présence de l'insecticide.

## Bibliographie

Ali, A. et M. S. Mulla. 1978. Effects of chironomid larvicides and diflubenzuron on nontarget invertebrates in residential-recreational lakes. *Env. Ent.* 7 (1): 21-27.

Anonyme. Modern mosquito control. American Cyanamide Co. Agricultural Division. P.O. Box 400. Princeton New-Jersey. 08540. 32 pages.

Anderson, R.S. 1970. Predatory-prey relationship and predation rates for crustacean zooplankters from some lakes in western Canada. *Can. J. Zool.* 48 (6): 1229-1240.

\_\_\_\_\_ 1972. Zooplankton composition and change in an alpine lake. *Verh Int. Verein Limnol.* 18: 264-268.

\_\_\_\_\_ 1974. Crustacean plankton communities of 340 lakes and ponds in and near the National Parks of the Canadian Rocky Mountains. *J. Fish. Res. Board Can.* 31 (5): 855-869.

A.P.H.A. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th Ed. Washington D.C. 1193 pages.

Back, C., A. Leblanc et A. Aubin. 1983. Effets sur la dérive des insectes aquatiques d'un traitement au temephos contre les larves de moustiques dans le Québec sub-Arctique. *Can. Ent.* 115 : 703-712.

Belloncik, S., A. Aubin, A. Maire, J. Boisvert, R. Gagnon, C. Th'ng, C. Trudel et H. Artsob. Arbovirus studies in the Trois-Rivières area, province of Québec, Canada. Mosq. News. 43. (4): 426-431.

Bourassa, J.P. et A. Aubin. 1974. Conditions physico-chimiques printanières des quelques gîtes culicidiens de la basse-Mauricie, Québec. Annls. Limnol. 10 (1): 85-97.

Bourassa, J.P., J.P. Dumas et A. Maire. 1980. Analyse écologique d'un milieu astatique caractérisé par *Eucorethra underwoodi* (Diptera: Chaoboridae) en zone tempérée froide. Ann. Soc. Ent. du Québec. 25 (1):14-26.

Brooks, J.L. 1959. Cladocera. *in* : Ward, H. B et G. C. Whipple. Freshwater biology. 2nd Ed. John Wiley, New-York. 587-656.

Brown, A.W.A. et R. Pal. 1973. Résistance des arthropodes aux insecticides. O.M.S. Genève. 541 pages.

Butcher, J.,M. Boyer et C. D. Fowle. 1975. Impact of Dursban and Abate on microbial numbers and some chemical properties of standing ponds. Proc. 10th Canadian Symp. Water Poll. Research. Canada. 33-41.

Campbell, B. C. et R. F. Deno. 1976. The effect of temephos and chlorpyrifos on the aquatic insect community of a New Jersey salt marsh. Env. Ent. 5 (3): 477-483.

Champ, P. et R. Pourriot. 1977. L'alimentation des Cladocères planctoniques dulçaquicoles. Lab. d'Ecologie. E. N. Supérieure. Ann. Biol. XVI (7-8): 317-342.

Daorai, A. et R.E. Menzer. 1977. Behavior of Abate in microorganisms isolated from polluted water. Arch. of Env. Contamination and Toxicol. 5 (2): 229-240.

Didia, V., R. Lasalle et K. Liem. 1975. The effects of Abate 2G® mosquito larvicide on selected non-target organisms collected from forested temporary pools. Mosq. News. 35 (2): 227-229.

Dixon, R.D. et R.A. Brust. 1971. Field testing of insecticides used in mosquito control, and a description of the bioassay technique used in temporary pools. J. Econ. Ent. 64 (1): 11-14.

Dussart, B. 1969. Les techniques de prises quantitatives du plancton et le mode de présentation des résultats. Bull. Fr. Piscic. 153: 21-29.

Ellis, R.A. et R.A. Brust. 1973. Sibling species delimitation in the *Aedes communis* (de Geer) aggregate (Diptera: Culicidae). J. Can. Zool. 51: 915-959.

Frank, A. M. et R. D. Sjogren. 1978. Effect of temephos and chlorpyrifos on crustacea. Mosq. News. 38 (1): 138-139.

Fryer, G. 1957. The feeding mechanisms of some freshwater cyclopoids Copepods. Proc. Zool. Soc. London, 129: 1-25.

Green, J. 1963. Seasonal polymorphism in *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller) (Crustacea: Cladocera). J. Anim. Ecol. 32: 425-439.

\_\_\_\_\_ 1966. Seasonal variations in egg production by Cladocera. J. Anim. Ecol. 35: 77-104.

Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley and Sons. New-York. 257 pages.

Haufe, W. O. et L. Burgess. 1956. Development of *Aedes* (Diptera: Culicidae) at Fort Churchill, Manitoba, and prediction of dates of emergence. Ecology, 37 (3): 500-519.

Helson, B.V. and G.A. Surgeoner. 1983. Effect of temperature and stage of development on susceptibility of *Aedes eudes* and *Aedes stimulans* (Diptera: Culicidae) larvae to temephos. Can Ent. 115: 623-628.

Kardatzke, J. T. 1977. Hatching of Northern *Aedes* (Diptera: Culicidae) at low temperature. Ann. Ent. Soc. of America. 70 (5): 663-664.

Leblanc, A. 1980. Dynamique des populations d'entomostracés (Cladocera, Copepoda) vivant en associations avec les larves de Culicides (Diptera) dans les milieux astatiques de la Basse-Mauricie. Thèse de Maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières. (non publiée) 173 p.

Leblanc, A., A. Maire et A. Aubin. 1981. Ecologie et dynamique des populations de Copépodes (Cyclopoida) des principaux types de milieux astatiques temporaires de la zone tempérée du Québec méridional. J. Can Zool. 59: 722-732.

Lee, G.F., R. A. Jones et F. Y. Saleh. 1982. Environmental significance of pesticide residues associated with aquatic sediments. J. Environ. Sci. Health. B17 (4): 409-437.

Leesch, N.G. et T.R. Fukuto. 1972. The metabolism of Abate in mosquito larvae and houseflies. Pest. Bioch and phys. 2: 233-235.

Lindstrom, T. 1951. Sur l'écologie du zooplancton crustacé. Rept. Inst. Freshwater Res. Drottingholm. 33: 70-165.

Maire, A. 1971. Incidence des opérations de démoustication sur les biotopes larvaires à *Aedes* dans la région Rhône-Alpes. Thèse Doct. 3<sup>e</sup> cycle. Laboratoire de Biologie végétale de Grenoble. 89 pages.

Maire, A. 1977. Identification des biotopes à larves de moustiques des tourbières de la Basse-Mauricie (Québec méridional) Nat. Can. 104: 429-440.

Maire, A. 1983. Sélectivité des femelles de moustiques (Culicidae) pour leurs sites d'oviposition: Etat de la question. Rev Can. Biol. Exptl. 42 (2):235-241.



Maire, A. et A. Aubin. 1976. Inventaire et classification écologique des biotopes à larves de moustiques (Culicidae) de la région de Radisson (Territoire de la Baie James, Québec). J. Can. Zool. 54 (11): 1979-1991.

Maire A. et A. Aubin. 1980. Les moustiques du Québec (Diptera: Culicidae) Essai de synthèse écologique. Mémoires Soc. Entom. Québec 6. 1-107.

Maire, A. J.P. Bourassa et A. Aubin. 1976. Cartographie écologique des milieux à larves de moustiques de la région de Trois-Rivières, Québec. Doc. Cartographie Ecol., Univ. Scien. Med. Grenoble, France. XVII: 49-71.

Maire A., Y. Mailhot et A. Aubin. 1979. Caractérisation écologique des biotopes à larves de moustiques (Culicidae) du littoral subarctique de la Baie de James, Québec. J. Can. Zool. 54 (11). 1979-1991.

Maire, A., C. Tessier et L. Picard. 1978. Analyse écologique des populations larvaires de moustiques (Diptera: Culicidae) des zones riveraines du fleuve St-Laurent, Québec. Nat. Can., 105 (4): 225-241.

Matsumara, F. 1975. Toxicology of insecticides. Plenum Press. New-York. 503 pages.

McCafferty, W. P. 1981. Aquatic entomology. Science Books Int. Boston. 448 pages.

Metcalf, R. 1971. The chemistry and biology of pesticides. *in*: White-Stevens, R. Pesticides in the environment. Vol 1. Dekker Inc. New-York 270 pages.

O'brien, R.D. 1967. Insecticides: Action and metabolism. Academic Press, New-York. 441 p.

Obeskové, V. 1930. Oxygen consumption in the developmental stages of a cladoceran. *Physiol. Zool.* 3: 271-282.

Occhietti, S. 1980. Le quaternaire de la région de Trois-Rivières- Shawinigan, Québec. Contribution à la paléographie de la vallée moyenne du St-Laurent et corrélations stratigraphiques. Coll. Paléo-Québec No. 10. Université du Québec à Trois-Rivières. 222 pages.

Pacaud, A. 1933. Répartition de deux Cladocères communs et teneur des eaux en matières organiques dissoutes. *Bull. Soc. Zool. France*, 58: 319-330.

Papierok, B.H., H. Croset et J.A. Rioux. 1975. Estimation de l'effectif des populations larvaires d'*Aedes (O.) cataphylla*, 1916 (Diptera: Culicidae) II. Méthode utilisant le "coup de louche" ou "dipping". *Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Ent. méd et Parasitol.* 13 (1): 47-51.

Papst, M. H. et M. G. Boyer. 1980. Effects of two organophosphorus insecticides on the chlorophyl A and pheopigment concentrations of standing ponds. *Hydrobiologia.* 69 (3): 245-250.

Peters, T. M. 1981. Dixidae. *in* : Manual of Nearctic Diptera. Vol. 1. Biosystematic Research Institute, Agriculture Canada. Ottawa. 674 pages.

Pionke, H.B. et G. Chesters. 1973. Pesticide-Sediment-Water interaction. J. Environ. Quality. 2 (1): 29-45.

Porter, C.H. et W.L. Gojmerac. 1969. Field observations with abate and bromophos: their effect on mosquitoes and aquatic arthropods in a Wisconsin park. Mosq News. 29: 617-620.

Poulsen, E.M. 1940. Biological remarks on *Lepidurus arcticus* Pallas, *Daphnia pulex* De Geer and *Chydorus sphaericus* O.F.M. in East Grenland. Meddr. Grønland. 131 (1): 1-50.

Pennak, R.W. 1953. Freshwater invertebrates of the United States. The Ronald Press Co., New-York. 803 pages.

Rempel, J.G. 1953. The mosquitoes of Saskatchewan. Can. J. Zool. 31: 433-509.

Rettich, F. 1976. Changes in susceptibility to temephos, piriphosmethyl, fenitrothion and bromophos during preimaginal development of mosquitoes. Acta ent. bohemoslav. 73 : 382-387.

Rettich, F. 1979. Laboratory and field evaluations in Czechoslovakia with fenitrothion, pirimiphos-methyl, temephos and other organophosphorous larvicides applied as sprays for control of *Culex pipiens molestus* Forskal and *Aedes cantans* Meigen. Mosq. News. 39 (2):320-328.

Ross, H.H. 1964. The colonization of temperate North America by mosquitoes and man. *Mosq. News*. 24 (2):103-119.

Sanders, H. O., D. F. Walsh et R. S. Campbell. 1981. Abate: Effects of the organophosphate on bluegill and invertebrates in ponds. Tech. pap. of the U.S. Fish and Wildlife Service. 104. 6 pages.

Savignac, R. 1980. Dynamique des populations larvaires de trois espèces de Culicidae (Diptera) dans quelques milieux humides de la Basse-Mauricie (Québec). Thèse de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières. Trois-Rivières. (non publiée) 94 p.

Service, M.W. 1976. Mosquito ecology field sampling methods. John Wiley and Sons. New-York. 583 pages.

Sheil, R.J. 1976. Associations of Entomostraca with weeded habitats in a Billalong of the Goulburn River, Victoria. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 27: 533-349.

Smith, K. et C.H. Fernando. 1978. A guide to the Calanoid and Cyclopoid crustacea of Ontario. Dept of Biol., University of Waterloo., Ont. Can.: 1-74.

Tétart, J. 1974. Les entomostracés des milieux peu profonds de la vallée du Rhône, essai d'étude écologique: composition des associations et répartition des espèces. *Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Grenoble*, 64-65: 1-245.

Wall, W. J. et V. M. Marganian. 1971. Control of *Culicoides melleus* (Coq.) (Diptera: Culicidae) with granular organophosphorus pesticides, and the direct effect on other fauna. Mosq. News. 31 (2): 209-214.

Wiggins, G.B., R. J. Mackay et I. M. Smith. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. Arch. Hydrobiol./ Supp. 58. 1 (2): 97-206.

Windegoth, D. L. von et R. S. Patterson. 1966. The effects of two organophosphate insecticides on segments of the aquatic biota. Mosq. News. 26 (3): 377-380.

Woda, Y. et M. Magi. 1974. Efficiency of the dipper in collecting immature stages of *Culex tritaeniorhynchus summinorosus*. Trop. Med. 16: 35-40.

Wood, D.M., P.T. Dang et R.A. Ellis. (1979). The mosquitoes of Canada (Diptera: Culicidae) Série : The Insects and Arachnids of Canada. Agriculture Canada. Ottawa: 390 pages.

Yap, H.H., B.L. Lau et Y. P. Leong. 1982. Laboratory and field tests of temephos (Abate®) on mosquito larvae and non-target organisms in rice field in Malaysia. Southeast Asian J. Trop. Med. Pub. Hlth. 13 (4): 646-653.