



Facultés des Sciences et Techniques de St Jérôme
UDESAM
Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie
Laboratoire d'Ecologie des Eaux Continentales Méditerranéennes
C31-32, 13397 Marseille Cedex 20
Tél : 04-91-28-80-36/ Fax : 04-91-28-80-30



UMR 6116

**Etude d'impact d'un éventuel traitement au B.t.i. sur le territoire
du Parc naturel régional de Camargue.**

Rapport scientifique

Impact sur la flore et la faune non-cible des marais temporaires

Dr. Evelyne Franquet

Dr. Stéphanie Fayolle

(Maîtres de Conférences, Université Aix-Marseille)

Responsable scientifique : **A.Cazaubon (Professeur)**



***Dynamique Ecologique et Sociale
en Milieu Deltaïque
1, rue parmentier - 13200 ARLES
Tel : 90 93 86 66 - Fax : 90 96 07 99
CNRS - ESA 5023***



Etude d'impact d'un éventuel traitement au B.t.i. sur le territoire
du Parc naturel régional de Camargue.
Rapport scientifique



Introduction générale

Le Parc Naturel Régional de Camargue (PNRC) est caractérisé par la présence sur son territoire de milieux très particuliers que sont les milieux aquatiques temporaires. L'existence de ces milieux est liée à l'action de deux facteurs prépondérants:

- le climat méditerranéen, qui fait correspondre la période de forte température avec la période de sécheresse,
- les activités humaines, qui modifient les cycles de mise en eau que ce soit pour l'irrigation de terres agricoles (rizières) ou pour le développement de marais de chasse.

Ce fonctionnement artificiel permet néanmoins le maintien de ces milieux aquatiques temporaires, caractérisés par une faune et un fonctionnement bien spécifiques, et, notamment, le développement de populations de moustiques abondantes à *Aedes caspius* et *detritus*. Les gestionnaires du PNRC se trouvent donc face à un problème singulier : comment maintenir l'existence et la spécificité de ces milieux aquatiques temporaires tout en limitant une nuisance perçue à différents niveaux ?

La lutte anti-moustique envisagée dans ce cadre est donc une lutte anti-*Aedes* « de confort ». Il ne s'agirait pas de tenter une élimination totale des *Aedes*, mais seulement d'en réguler les effectifs par l'utilisation d'un larvicide biologique : le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (B.t.i.).

Ce rapport est constitué de trois volets :

- Le premier volet concerne l'approche socio-économique, il met l'accent sur la perception des moustiques et de la démoustication par les Arlésiens et les Camarguais.
- Le second volet s'intéresse aux effets non intentionnels du B.t.i. sur les écosystèmes que sont les marais temporaires, plus précisément, il prend en compte l'action d'un éventuel traitement au B.t.i. sur les algues et le peuplement de macroinvertébrés.
- Le troisième repose sur la cartographie de la végétation des milieux aquatiques de la Camargue, et fait l'inventaire de l'ensemble des milieux qui seraient éventuellement concernés par une lutte anti – larvaire.

Volet 2 : Impacts non intentionnels du B.t.i. sur la flore et la faune non-cible des marais temporaires de camargue.

1. Introduction

Bacillus thuringiensis var. *israelensis* (B.t.i.) est un larvicide particulièrement actif sur les Diptères Culicidés. Le genre *Aedes*, colonisant les marais temporaires (ou à niveau d'eau variable) du sud de la France, présente une très forte sensibilité à ce produit. L'action du B.t.i. est relativement spécifique car il n'agit que dans une étroite gamme de pH intestinal.

Cependant une partie de la faune non cible peut-être touchée par le traitement au B.t.i., en particulier, des travaux montrent l'existence d'un impact sur les peuplements de Diptères Chironomidés (Miura et al. 1980; Ali et al. 1981; Schnetter et al. 1981; Szalay-Marzso and Gharib 1983; Ali et al. 1985; Sinègre et al. 1990; Kondo et al. 1992; Charbonneau et al. 1994). Les travaux de Pont (1989), réalisés en Haute-Camargue, montrent un impact de la dose normale prescrite (2 l.ha^{-1}) sur les densités larvaires 5 jours après le traitement et un impact des doses 4 l.ha^{-1} et 8 l.ha^{-1} sur la structure du peuplement d'adultes de chironomidés (voir synthèse bibliographique, partie II.1.).

A moyen terme, l'effet du traitement par le B.t.i. sur les communautés non-cibles et sur les chaînes trophiques reste inconnu. Plusieurs interrogations persistent et il s'agit de mettre l'accent sur les points suivants:

- l'impact du B.t.i. est-il le même dans différents milieux temporaires de Camargue?

Ceci revient à prendre en compte les différences de salinité et de temporalité existant d'un milieu à l'autre, et sera appréhendé par la diversité des habitats échantillonnés, caractérisés principalement par leur végétation.

- l'impact du B.t.i. varie-t-il en fonction du statut trophique des différentes espèces en présence ?

- la date du traitement influe-t-elle sur les réponses des différentes populations?

Ce volet comporte trois parties :

- la première consiste en une synthèse bibliographique des études d'impact du B.t.i. sur la faune non-cible.

- les seconde et troisième parties présentent les résultats des campagnes de traitement au B.t.i. Deux sites d'étude ont été choisis sur la commune d'Arles : un site dans le Parc (Marais de Rousty) et un site hors parc (Marais de Meyranne). Le site localisé dans le parc est traité de façon expérimentale. Le site hors PNRC est traité suivant un mode « semi-opérationnel ».

2. Synthèse bibliographique

Bacillus thuringiensis var. israelensis est une bactérie vivant naturellement dans les marais. Cette souche a été découverte en parallèle par Goldberg et Margalit (1977) et de Barjac (1978). Depuis cette découverte, de nombreux travaux ont été menés sur cette bactérie. D'après les bibliographies de l'OMS (1979) et de Maffei (1997) (Annexe1), près de 300 références existent :

- 191 concernent des tests d'impact sur les Culicidae et les Simuliidae (Diptères cibles),
- 102 (dont des rapports non publiés) concernent les effets sur la faune non-cible (25 % en rivière, 25 % en marais et 50% en laboratoire).

Le B.t.i. existe sous différentes formulations : liquide, en poudre ou en brique (Tableau II.1).

Tableau II.1: Présentation des différentes formes et dosage pour le B.t.i. (d'après les indications des fabricants).

Formulations	Dosage minimum	Dosage maximum
Liquide Aquabac XT, Teknar HP-D, Vectobac 12AS.	0,8 l.ha ⁻¹ (4 à 16 oz/acr)	(16 à 32 oz/acr)
Poudre Aquabac poudre Vectobac TP, Bactinos WP)	- 3,2 à 6,4 oz/acr 2 à 6 oz/acr	- 12,8 oz/acr 12 oz/acr
Brique	1/100pieds ²	4/100pieds ²

2.1. Principe de l'action du B.t.i.

Pour être actif, le B.t.i. doit être ingéré par un organisme. Plus précisément, cet organisme va ingérer un cristal composé de 4 protoxines, résultat de la sporulation de la bactérie. Sous certaines conditions (Figure II.1), de pH et de composition enzymatique, les protoxines inactives se transforment en toxines actives en passant dans le tube digestif de l'organisme en question. Ces toxines se fixent sur un récepteur spécifique situé sur les cellules en brosse de l'épithélium intestinal, entraîne la lyse des cellules et la mort de l'individu (Schnetter et al. 1981, Sheeran & Fisher 1992, Honée & Visser 1983, Charles & Nielsen-Roux 1996, Mahmood 1998).

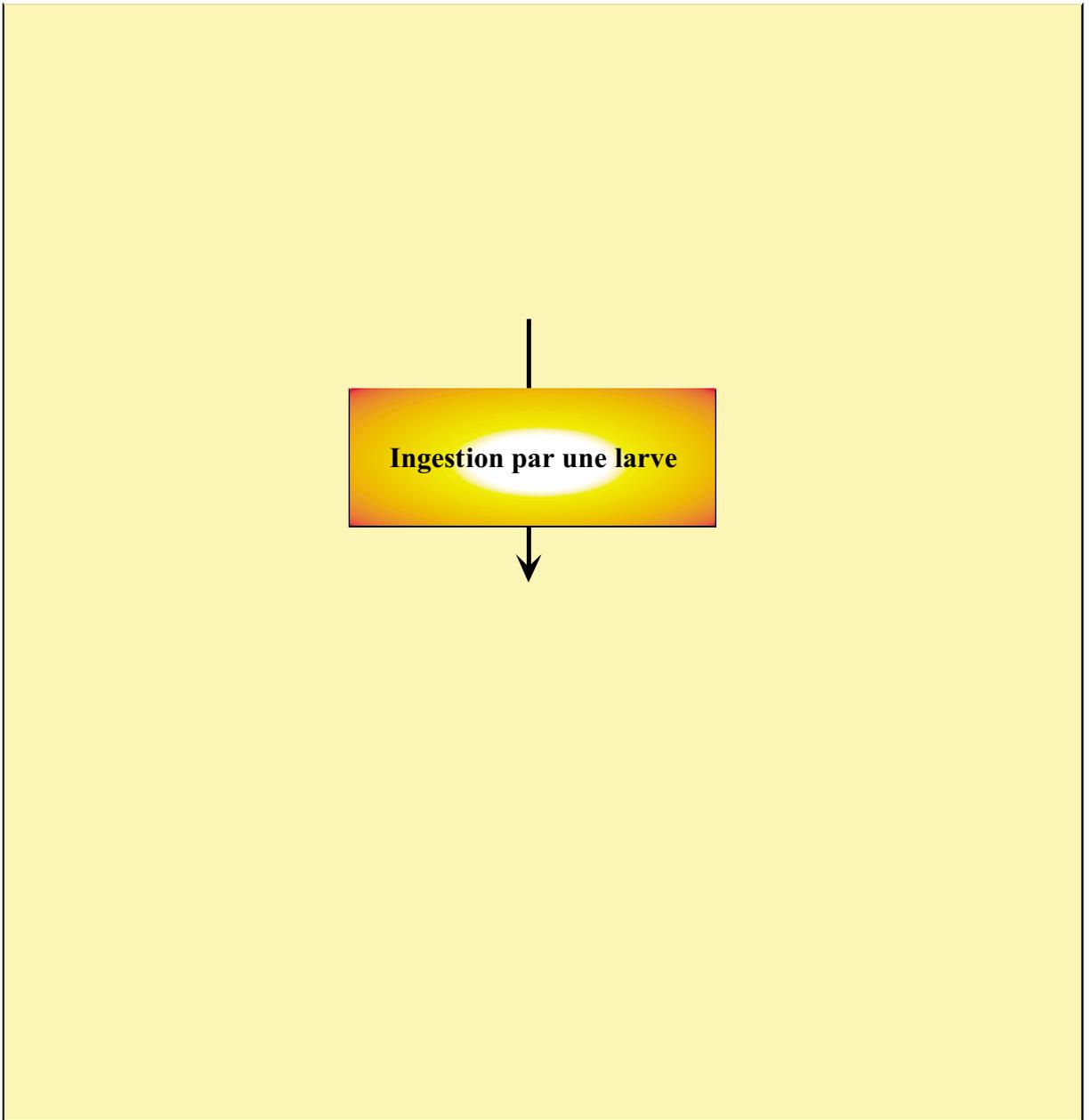


Figure II.1. Mécanisme synthétique d'action du B.t.i.

Ce larvicide est donc un produit biologique, relativement spécifique puisqu'il va concerner des organismes :

- 1) qui sont susceptibles de l'ingérer (filtre écologique et physiologique),**
- 2) qui ont un tube digestif avec un pH et un contenu enzymatique défini (filtre biochimique)**
- 3) qui ont le bon récepteur membranaire (filtre cytologique).**

2.2. Action du B.t.i. sur la faune non-cible

La spécificité du B.t.i. a été testée en laboratoire. In situ, les résultats sont plus controversés. Le tableau II.2 montre que l'impact du B.t.i. se fait sentir principalement sur les larves de chironomidés des milieux stagnants. Il n'existe pas d'impact direct sur les Planaires, les Oligochètes, les Mollusques Gastéropodes, les Crustacés (Copépodes, Cladocères...), les Insectes Odonates, Hémiptères, Coléoptères, Ephéméroptères. Les impacts dépendent des concentrations, mais aussi des conditions écologiques et des espèces.

Il apparaît dans cette synthèse que le dosage touchant les Chironomidés est, dans certains cas, plus élevé que celui ayant un impact sur les Culicidae (effet nul à 5,2 l.ha⁻¹ d'après Mulla et al. 1990, à 9l. ha⁻¹ d'après Sinègre et al. 1990, à 28,1 kg/ha d'après Charbonneau et al. 1994). Ali (1996) conclue que pour obtenir une réduction significative des populations de chironomidés, il faut des doses 10 fois supérieures à celles utilisées contre les Culicidés, ce qui ne signifie pas que pour des doses inférieures les effets soient nuls.

Dans 5 cas, les résultats confirment les travaux de Pont (1989), avec un impact pour des doses similaires à celles utilisées pour les moustiques (Miura et al. 1980, Ali 1981, Schnetter et al. 1981, Schaeffer 1979 et Engler et al. 1980).

A noter que les comparaisons sont parfois difficiles à faire car le dosage du nombre de cellules n'est pas toujours signalé.

Tableau II. 2 : Synthèse bibliographique des résultats de test d'impact sur la faune non-cible. Le texte en rouge souligne les effets significatifs du B.t.i. sur la faune non cible.

Auteur	Nbre ITU	Dosage	groupe faunistique	Impact
Schaefer 1979	?	1.12 kg.ha ⁻¹	<i>Ch. fulvipilus</i>	76% de réduction
Engler et al. 1980 Schnetter et al. 1980 (mares de plaine alluviale)	10 ⁴ à 10 ⁵ /ml	?	Gambusie Batraciens Curstacés Hémiptères Diptères	*** sur Chironomidés
Schnetter et al. 1981 (mares de plaine alluviale)	?	1.6 mg.l ⁻¹ 16 mg.l ⁻¹ , 160 mg.l ⁻¹ ,	<i>Chironomus thummi</i> <i>Smittia sp.</i> <i>Chaoborus</i> <i>Moclonyx culiciformis</i> <i>Eristalomya</i>	100% de mortalité
Miura et al. 1980 (0.02 ha)	1300/ml	0,25 kg.ha ⁻¹ 1 kg.ha ⁻¹	Cladocères Copépodes Ephémères Coléoptères Chironomidés (<i>Ch. stigmaterus</i> , <i>Goeldichironomus holoprasinus</i>)	nul Effet à cours terme puis recolonisation
Ali 1981 25 m2 étangs permanents 1 ha	1000/mg	1 kg.ha ⁻¹ 2 kg.ha ⁻¹ 3 kg.ha ⁻¹ 4 kg.ha ⁻¹ 10 kg.ha ⁻¹ 3 kg.ha ⁻¹	<i>Goeldichironomus holoprasinus</i> <i>Chironomus carus</i> <i>Tanytarsus</i> <i>Rheotanytarsus</i> Coléoptères Ephémères Crustacés Oligochètes	
Purcell 1981 (mares salées)	3000/mg	?	Ephémères Odonates Coléoptères Hémiptères Diptères	nul

Tableau II. 2 (suite) : Synthèse bibliographique des résultats de test d'impact sur la faune non-cible. Le texte en rouge souligne les effets significatifs du B.t.i. sur la faune non cible.

Auteur	Nbre ITU	Dosage	groupe faunistique	Impact
Gallagher 1981 (mares salées)	?	plus de 1g/l	Turbellariés Gastéropodes Oligochètes Crustacés Odonates Coléoptères Trichoptères Diptères Arachnides Rana temporaria	nul
Mulla et al. 1982	?	0,56 kg.ha ⁻¹ 2,24 kg.ha ⁻¹	Ephémères Odonates Coléoptères Ostracodes	nul
Sinègre et al. 1990	1200/mg	1 l.ha ⁻¹ 3 l.ha ⁻¹ 9 l.ha ⁻¹	Chironomus salinarius (82%) Ch. halophilus (12%) Ch. plumosus (6%)	nul
Mulla et al. 1990	1200/mg	5,2 l.ha ⁻¹ 9,4 l.ha ⁻¹ 18,7 l.ha ⁻¹	Chironomus	nul *** sauf sur les Procladius
Roadcharoen et al. 1991 30m2 & 8.4 à 21.4 ha	5000/mg (poudre) 12430/mg (poudre) 200/mg (granulés) 600/mg (liquide)	6.7 kg.ha ⁻¹	Chironomus	*** sauf sur les Tany- podinae
Charbonneau et al. 1994	1200/mg	5,6 kg.ha ⁻¹ 28,1 kg.ha ⁻¹	Chironomus riparius	nul (en milieu naturel mais existe en labo)
Pont et al 1999	1200/mg	1,6 mg/l = 2 l.ha ⁻¹ 3,3 mg/l = 4 l.ha ⁻¹ 6.7 mg/l = 8 l.ha ⁻¹	Microchironomus deribae Polypedilum nubifer T. fimbriatus T. horni	38 % de réduction modification du peuplement

3. Etude en situation expérimentale (Marais de Rousty)

3.1. Présentation du site et du protocole expérimental

Le site étudié répond simultanément à trois critères :

- temporarité de la mise en eau, conduisant au développement des moustiques du genre *Aedes* (*A. caspius* et *A. detritus*),
- mise en eau maîtrisée (si possible)
- absence (à notre connaissance) de traitement antérieur en vue d'une démoustication.

Le site d'étude fait partie du marais de Rousty (Figure II.2). Ce site a été choisi car il rassemble, sur un espace relativement réduit, un ensemble de milieux caractéristiques des marais de Camargue (sansouire, roselière, marais à scirpe, mare temporaire et marais ouvert), milieux intégrant deux critères discriminants pour les peuplements de macroinvertébrés : la périodicité de la mise en eau et la salinité place (Harant & Rioux 1953, 1954, Gabinaud 1975, Babinot 1982).

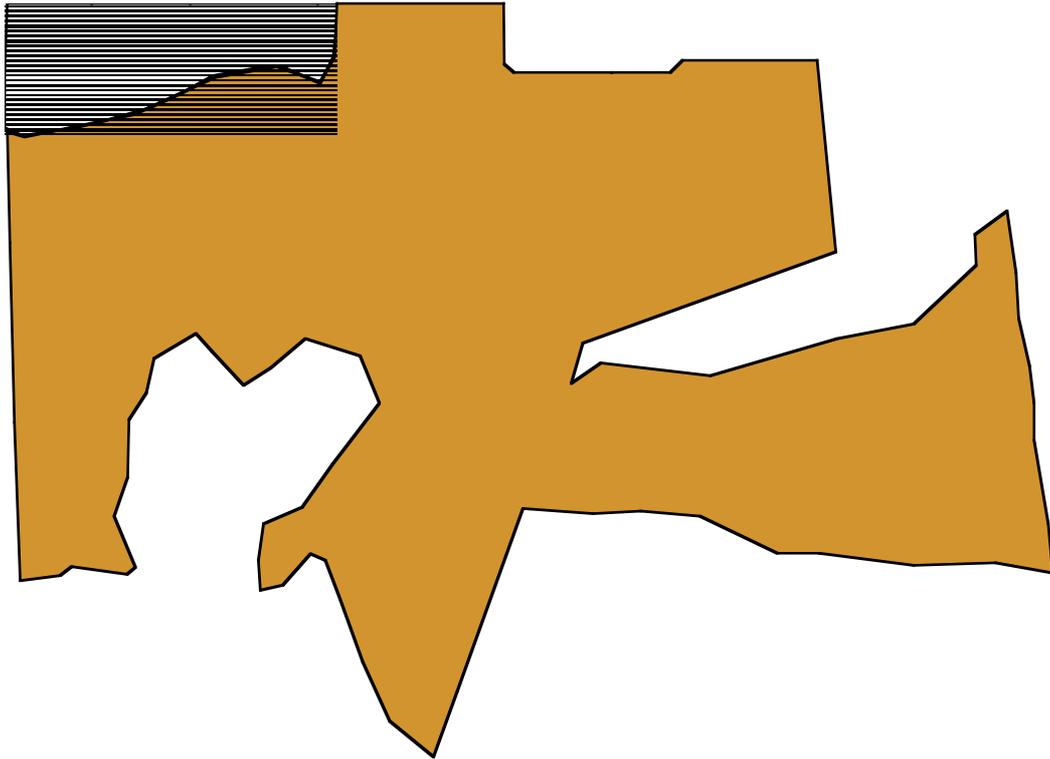


Figure II.2 : Carte des différents milieux écologiques du marais de Rousty (d'après carte du PNRC, 1995).

Les prélèvements d'algues et de macroinvertébrés sont réalisés sur trois parcelles rectangulaires d'une superficie de 25 m x 20 m. Sur le terrain, les parcelles sont matérialisées

par des piquets et séparées par des couloirs intermédiaires ayant un effet tampon (Figure II.3). Ces trois parcelles sont respectivement :

- une parcelle témoin, non traitée (0 l/ha)
- une parcelle traitée à 1,5 l.ha⁻¹ (uniquement lors de la campagne de septembre-octobre 2000, pour les campagnes réalisées en 2001 et 2002, la dose de 8 l.ha⁻¹ a été préférée)
- une parcelle traitée à 3 l.ha⁻¹

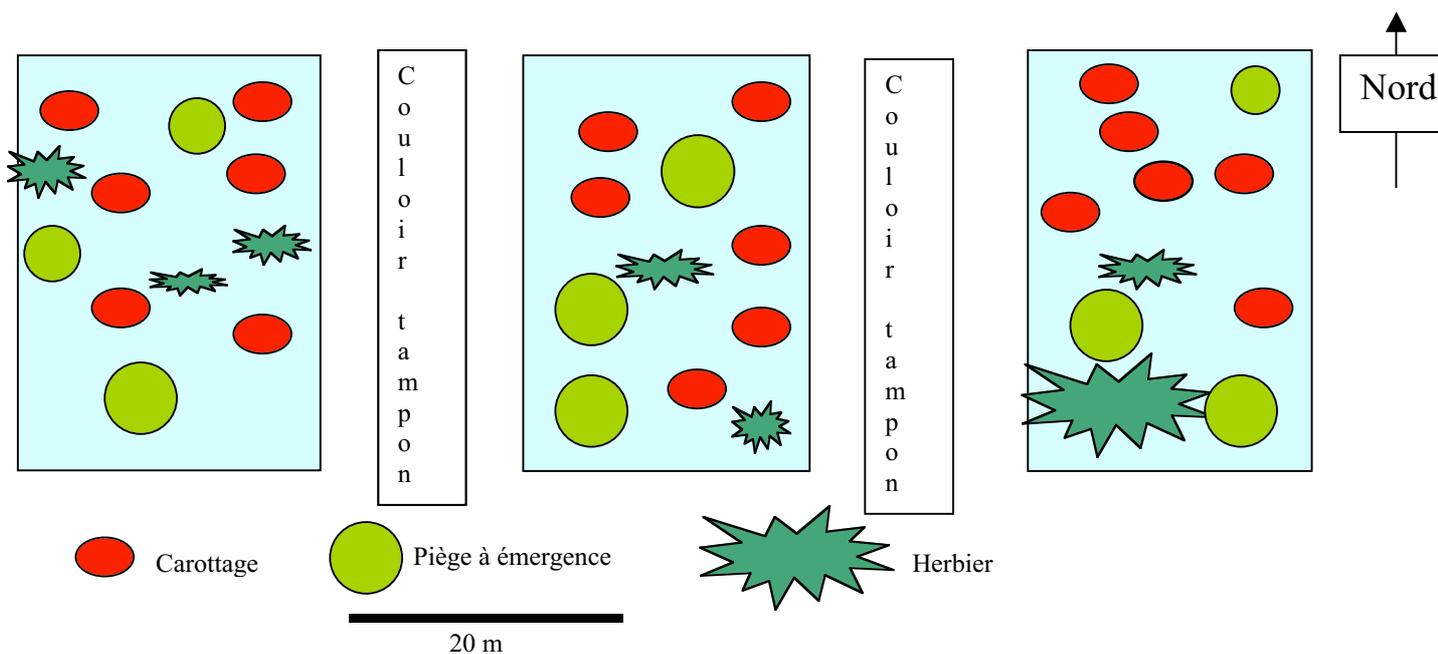


Figure II.3. Schéma des parcelles mises en place dans chacune des zones

Pour chaque parcelle on effectue :

- une mesure exacte de la superficie,
- une détermination du couvert végétal en proportion par rapport à la superficie totale de la parcelle.
- une détermination de la hauteur d'eau moyenne.
- une détermination de la hauteur de vase.

Ces mesures et observations permettent de tenir compte de paramètres de milieu qui pourraient interférer avec un éventuel impact d'un traitement au B.t.i.

Cinq campagnes de traitements ont été réalisées entre septembre 2000 et octobre 2002, ces campagnes recourent différentes mises en eau, et différents milieux (Tableau II.3).

Tableau II.3: descriptif des cinq campagnes de traitement

Date de traitement	Milieu	Composante biologique	Origine de la mise en eau	Suivi
23 septembre 2000	Scirpaie	Algues & Macroinvertébrés	Précipitation	22-09 au 1-10
23 septembre 2000	Pleine eau	Algues & Macroinvertébrés	Précipitation	22-09 au 1-10
13 juin 2001	Sansouïre	Macroinvertébrés	Artificielle	12-06 au 28-06
15 octobre 2001	Scirpaie	Algues & Macroinvertébrés	Précipitation	15-10 au 26-10
16 septembre 2002	Sansouïre	Algues & Macroinvertébrés	Précipitation	15-09 au 3-10

Afin de prendre en compte l'effet traitement nous avons utilisé deux sortes de témoin : un témoin spatial (parcelle non traitée) et un témoin temporel (date de référence avant traitement des parcelles).

3.2. Etude des algues

3.2.1. Méthodes d'études des algues phytoplanctoniques

3.2.1.1.) Technique de prélèvement

Les prélèvements d'eau, destinés aux études qualitatives (détermination des différents taxons) et quantitatives (comptage), ont été réalisés à l'aide d'une bouteille de type Van Dorn, d'une capacité de 2 litres.

Cette bouteille d'eau est fixée, in situ, au formaldéhyde dilué à 5% et ramenée au laboratoire pour l'identification et le dénombrement cellulaire de toutes les algues.

3.2.1.2.) Détermination des algues

Les échantillons d'eau fixés au formol sont homogénéisés pour remettre en suspension les particules. Un sous-échantillon est prélevé et placé dans une cuve à sédimentation de 25 ml. Chaque sous-échantillon est fermé à l'aide d'un couvercle pour éviter toute évaporation. La durée de sédimentation est de 12h. La détermination et le comptage du phytoplancton sont effectués au microscope inversé (Olympus), selon la méthode d'UTERMOHL (1931). La densité est exprimée "en nombre de cellules par unité de volume » (litre). L'identification des différents taxons est réalisées à l'aide d'ouvrages spécialisés (BOURRELLY, 1966, 1968, 1970; KRAMMER & al., 1986, 1988, 1991)

3.2.2. Résultats

3.2.2.1 – Inventaire algal

Le nombre total d'espèces recensées est de 70 espèces réparties en 29 Diatomées, 4 Chrysophytes, 3 Pyrrophytes, 25 Chlorophytes, 4 euglenophytes et 5 Cyanobactéries (tableau II.4).

Tableau II.4. Inventaire des espèces d'algues recensées dans le marais de Rousty entre 2000 et 2002.

DIATOMEES	
<i>Achnanthes sp.</i>	<i>Gomphonema sp.</i>
<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Melosira sp.</i>
<i>Amphora veneta</i>	<i>Meridion circulare</i>
<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Navicula capitatoradiata</i>
<i>Cyclotella sp.</i>	<i>Navicula cryptocephala</i>
<i>Cymbella affinis</i>	<i>Navicula menisculus</i>
<i>Cymbella microcephala</i>	<i>Navicula pupula</i>
<i>Cymbella minuta</i>	<i>Navicula rhyncocephala</i>
<i>Cymbella sp.</i>	<i>Navicula sp.</i>
<i>Diatoma tenuis</i>	<i>Nitzschia closterium</i>
<i>Diatoma vulgare</i>	<i>Nitzschia frustulum</i>
<i>Diploneis ovalis</i>	<i>Nitzschia palea</i>
<i>Entomoneis paludosa</i>	<i>Nitzschia sp.</i>
<i>Eunotia arcus</i>	
<i>Fragilaria capucina</i>	
<i>Fragilaria ulna</i>	
CHRYSOPHYTES	
Kystes à logettes verruqueuses	PYRRHOPHYTES
<i>Chrysococcus sp.</i>	<i>Chroomonas sp.</i>
Kystes jaunes lisses	<i>Cryptomonas sp.</i>
<i>Mallomonas sp.</i>	<i>Peridinium cinctum</i>
EUGLENOPHYTES	CYANOBACTERIES
<i>Euglèna sp1</i>	<i>Anabaena affini</i>
<i>Euglèna sp2</i>	<i>Anabaena sp.</i>
<i>Euglènes enkystés</i>	<i>Gloeocapsa sp.</i>
<i>Phacus sp.</i>	<i>Lyngbya majuscula</i>
	<i>Oscillatoria sp.</i>
CHLOROPHYTES	
<i>Chlorella sp.</i>	<i>Pseudokephyrion sp.</i>
<i>Closterium sp.</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
<i>Cosmarium sp.</i>	<i>Scenedesmus armatus</i>

<i>Golenkiana radiata</i>	<i>Scenedesmus ecornis</i>
<i>Glaucosphaera vacuolata</i>	<i>Scenedesmus ovalternatus</i>
<i>Kirchneriella sp.</i>	<i>Scenedesmus pecsensis</i>
<i>Mougeotia sp.</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Scenedesmus spinosuss</i>
<i>Monoraphidium tortile</i>	<i>Spirogyra sp.</i>
<i>Oedogonium sp.</i>	<i>Ulothrix sp. (zonata)</i>
<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Tetraedron minimum</i>
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Tetrastrum triangulare</i>
	<i>Zygnema sp.</i>

3.2.2.2 - Dynamique temporelle

– Année 2000

Les densités cellulaires sont plus élevées pour l'habitat « Scirpes » (figures II.4 et 5) que pour l'habitat « pleine eau (figure II.6 et 7) ».

- **Pour l'habitat « Scirpes »** : On constate après traitement (à T0+2), une augmentation de la densité cellulaire dans les parcelles traitée à 1,5 L/ha et plus particulièrement dans la parcelle traitée à 3L/ha. Cette augmentation s'explique par une forte densité de chrysophytes. La quasi-totalité de ces Chrysophytes a été observée sous forme de kystes. A T0+8, les densités cellulaires diminuent et les valeurs sont proches de celles dénombrées dans la parcelle témoin. On peut noter la disparition partielle ou totale des diatomées dans les parcelles traitées quelle que soit la dilution et la durée post-traitement. Néanmoins ces parcelles possédaient, déjà avant traitement, une densité réduite en diatomées. Seules les Chlorophytes (algues vertes) restent présentes dans les parcelles.

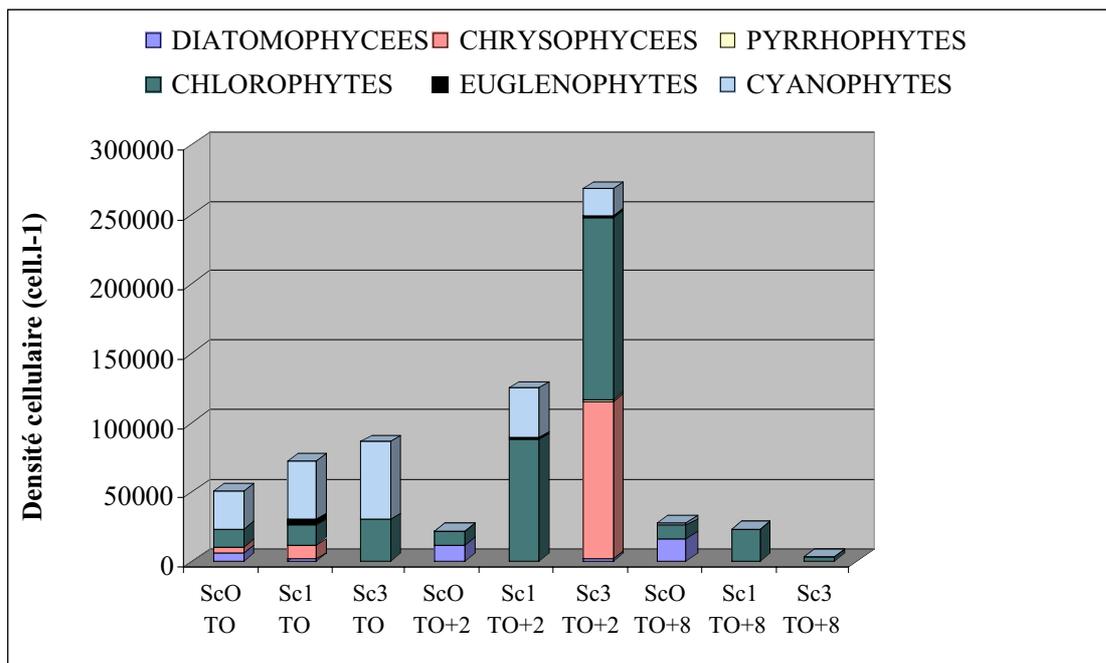


Figure II.4. : Dynamique temporelle du peuplement algal pour l'habitat Scirpes, en septembre 2000.

La composition des différents groupes d'algues varie beaucoup entre les différentes parcelles (figure II.5). On peut observer que les Chlorophytes sont les mieux représentées dans le peuplement après traitement. Les Chlorophytes présentes sont des espèces caractéristiques de milieux eutrophes tels les genres *Pediastrum*, *Scenedesmus* et *Monoraphidium*. Les algues vertes filamenteuses (*Spirogyra sp.*, *Ulothrix sp.*) présentes sont des espèces épiphytiques c'est à dire des espèces qui vivent fixées sur des végétaux aquatiques).

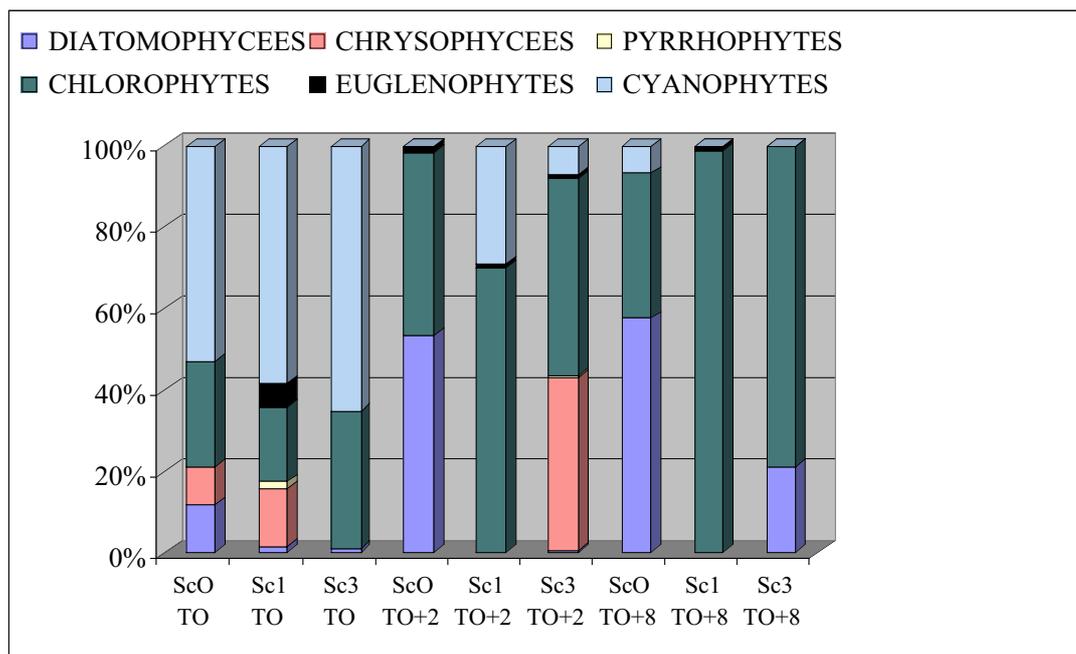


Figure II.5: Pourcentage relatif des différents groupes d'algues, dans la scirpaie en septembre 2000.

- Pour l'habitat « Pleine eau »

La dynamique temporelle des valeurs de densité cellulaire (figure II.6) est identique à celle décrite pour l'habitat « Scirpes ». On observe, une augmentation des densités cellulaires dans les parcelles traitées à TO+2 et une diminution très nette de ces valeurs à TO+8. En revanche, ces valeurs sont plus faibles par rapport à l'habitat scirpaie.

Il est difficile d'interpréter les variations de l'abondance du peuplement algal (figure II.7) car les parcelles témoins ne sont pas identiques au départ.

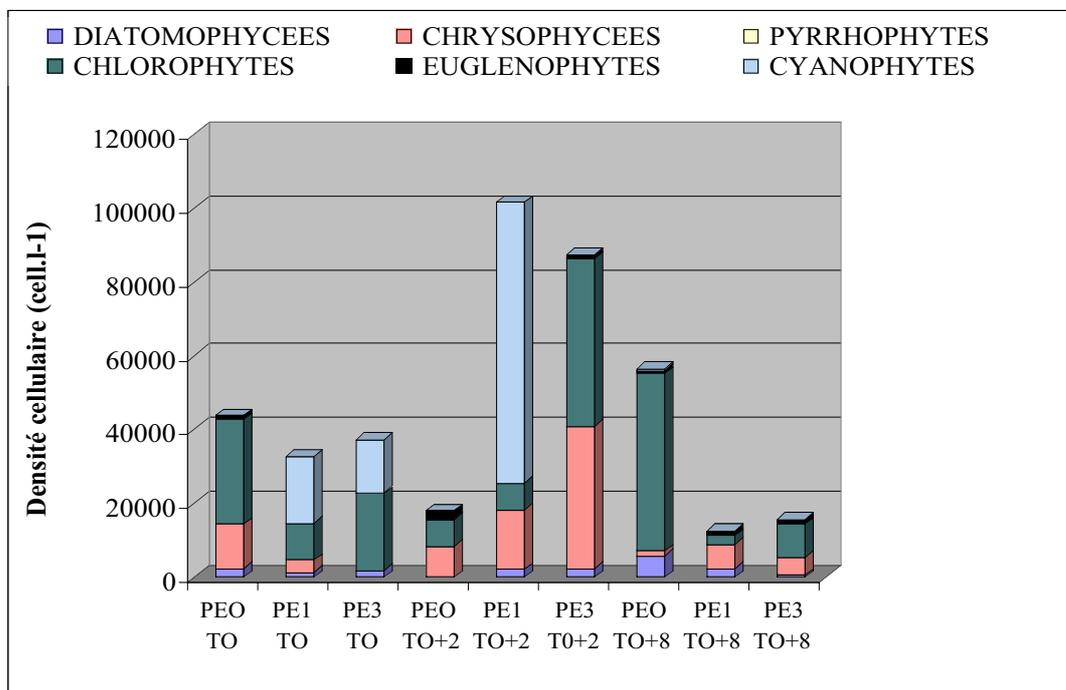


Figure II.6 : Dynamique temporelle du peuplement algal pour l'habitat « pleine Eau » en septembre 2000.

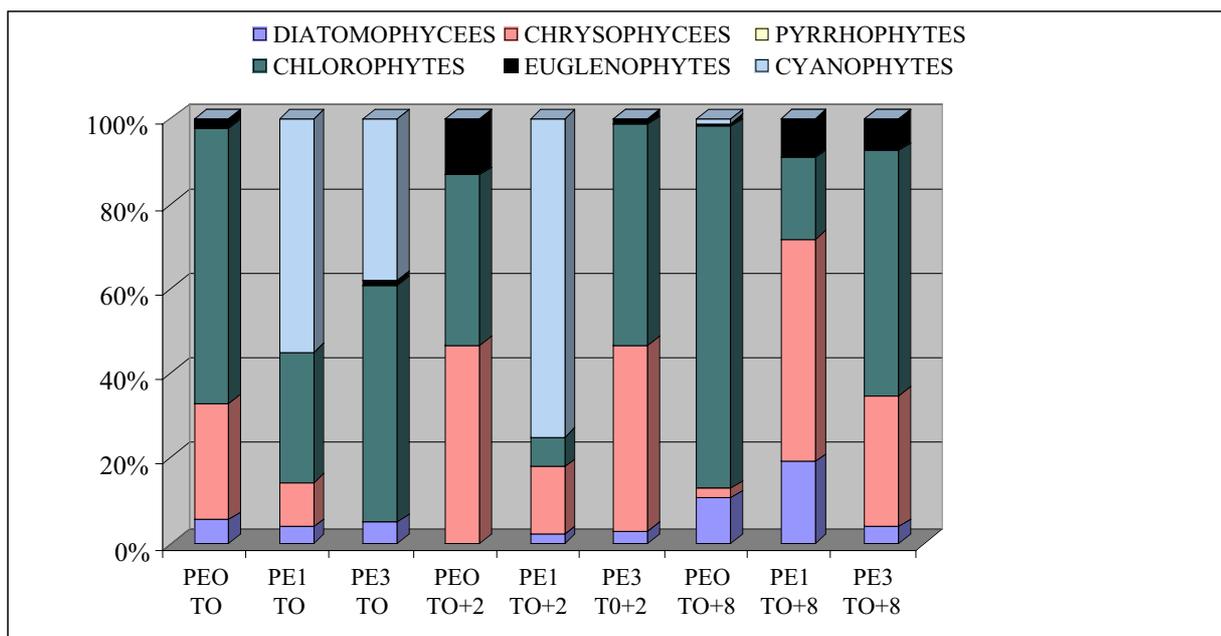


Figure II.7: Pourcentage relatif des différents groupes d'algues, dans l'habitat « pleine eau » en septembre 2000.

– Année 2001

L'année 2001 se caractérise par des densités cellulaires algales très faibles (figure II.8), dans l'ensemble des parcelles. Une explication peut être la remise en eau de ces parcelles juste un peu avant l'échantillonnage. Après traitement, à 3 et 8 L /ha, on constate une diminution des densités cellulaires algales (inférieures à 100 cell/L⁻¹).

Le pourcentage représenté par chaque groupe d'algues est très variable entre les parcelles (figure II.9). Dans la première parcelle PE0T0, les Euglenophytes sont remplacées par des Chlorophytes (PE0T11) alors que cette parcelle n'a pas subi de traitement. Dans la deuxième parcelle, ce sont les Cyanophytes qui disparaissent au profit d'un peuplement diatomique. Cette parcelle se caractérise par une diminution de la densité cellulaire des Cyanophytes et une légère augmentation des Diatomées. La troisième parcelle, traitée à 8L /ha (PE8), ne présente pas de variation dans la composition du peuplement.

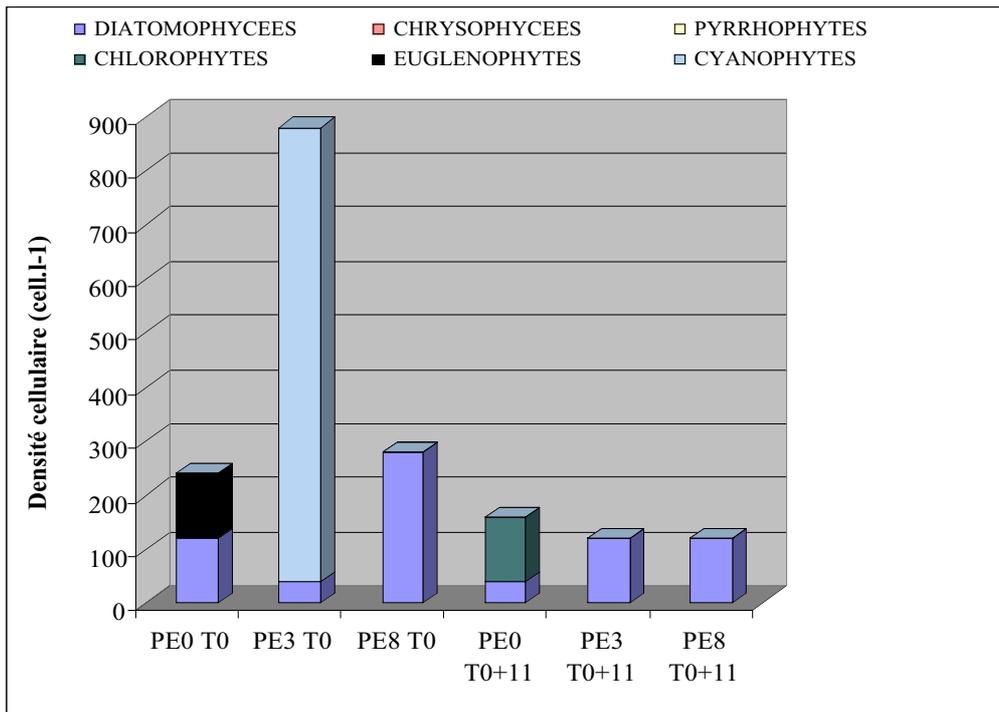


Figure II.8 : Dynamique temporelle du peuplement algal pour l'habitat « scirpaie » en octobre 2001

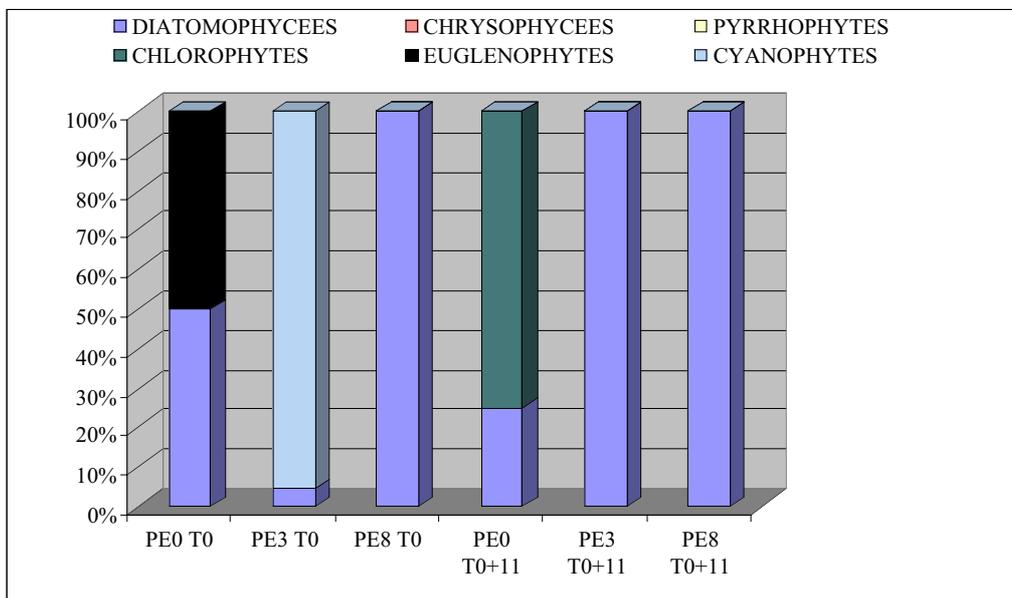


Figure II.9 : Pourcentage relatif des différents groupes d'algues, pour l'habitat « scirpaie » en octobre 2001

– Année 2002

Comme précédemment, la composition des différents groupes d'algues et les densités cellulaires algales (figure II.10) varient beaucoup entre les différentes parcelles (témoin PE0, PE3 et PE8) étudiées. La première parcelle (PE0) possède les plus fortes densités cellulaires ($130\ 000\ \text{cell.L}^{-1}$) ; ces valeurs sont comparables à celles observées au cours de la campagne menée en 2000.

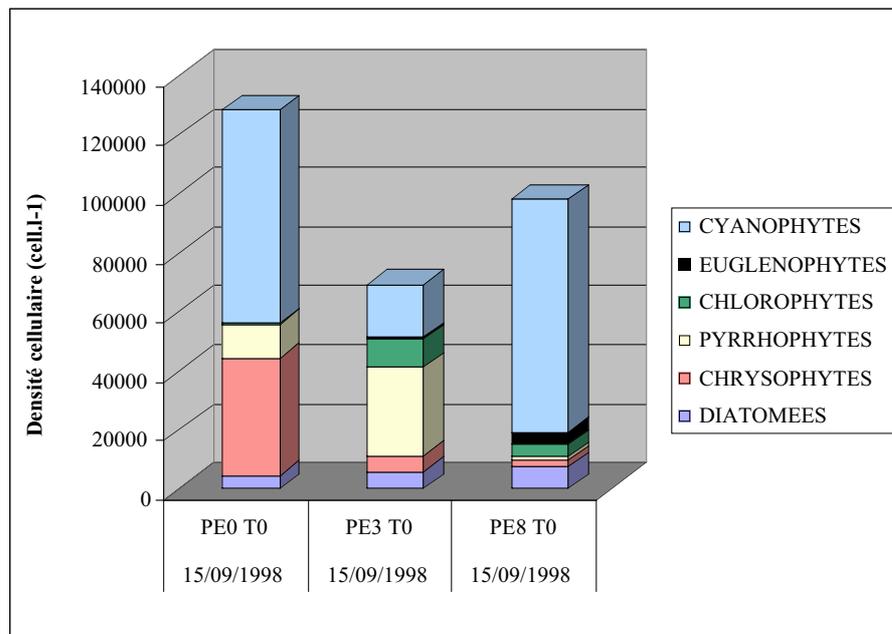


Figure II.10: Densités cellulaires algales dans les trois parcelles, avant traitement en septembre 2002, dans la sansouïre.

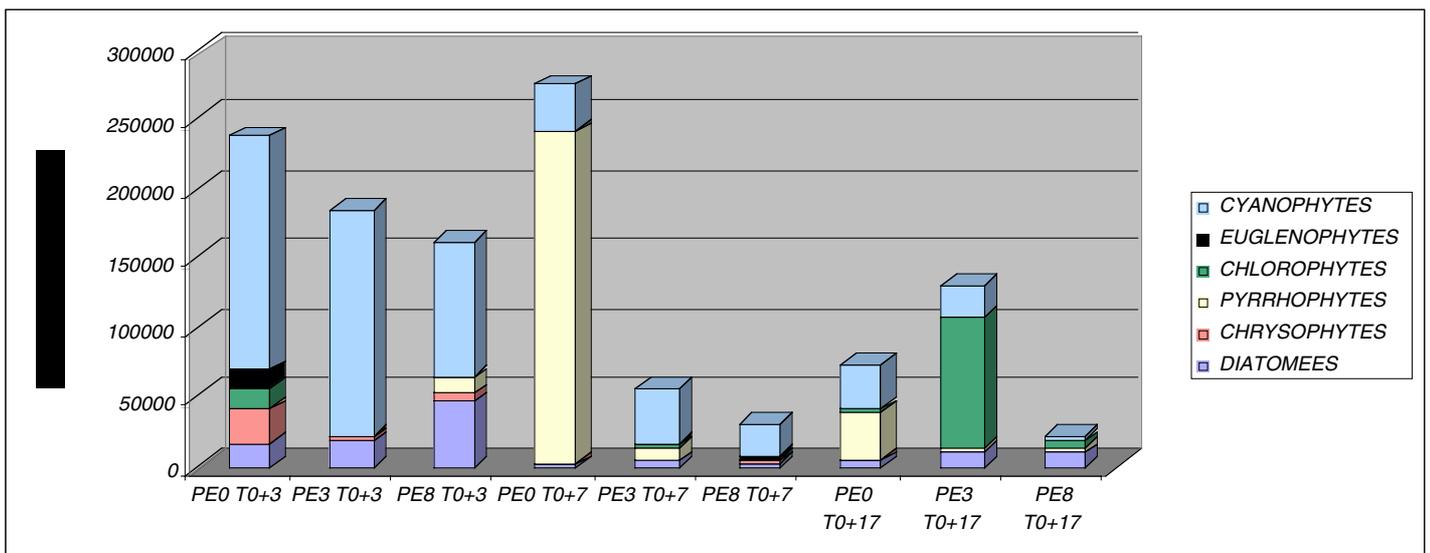


Figure II.11: Dynamique temporelle du peuplement algal pour l'habitat « sansouïre », en septembre 2002

On note toujours une forte variabilité de la densité cellulaire et de la composition du peuplement algal dans la parcelle témoin (PE0) au cours du temps. La dynamique des parcelles traitées se caractérise par une diminution de la densité cellulaire dans les deux parcelles mais plus prononcée dans la parcelle traitée à 8L /ha (Figure II.11).

Afin d'intégrer cette variabilité, nous avons calculé la moyenne des 3 campagnes (T3, T7 et T17) pour chaque parcelle traitée en 2002 (PE3 et PE8). La moyenne des densités cellulaires des parcelles, met en évidence une nette diminution des densités algales en fonction de la concentration utilisée ; En effet, si l'on compare à la parcelle témoin PE0, pour laquelle les valeurs densitaires atteignent 200000 cell.L⁻¹, on atteint des valeurs de 120 000 cell.L⁻¹ pour la parcelle traitée à 3 L/ha et de 85 000 cell.L⁻¹ pour celle traitée à 8 L/ha (Figure II.12).

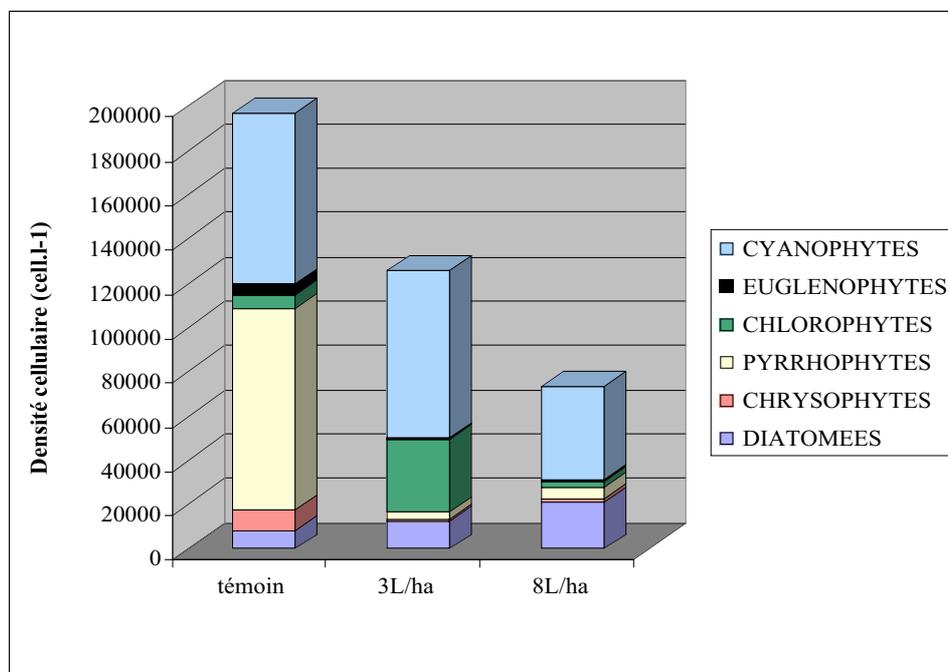


Figure II.12: Moyenne des densités cellulaires algales dans les trois parcelles (témoin, traitées à 3 L/ha et à 8 L/ha), en septembre 2002, dans la sansouïre.

Les espèces les plus abondantes dans la parcelle témoin sont des pyrrophytes (*Cryptomonas* sp. et *Chroomonas* sp., espèces flagellés caractéristiques des milieux stagnants), et des Cyanophytes filamenteuses telles *Lyngbya* sp. et *Anabaena* sp. très peu consommées par le zooplancton et surtout présentes dans des milieux riches en sels nutritifs. Ces cyanophytes restent présentes après traitement au B.t.i. Dans la parcelle traitée à 3L /ha, on peut noter l'augmentation des Chlorophycées filamenteuses (*Oedogonium* sp., *Ulothrix* sp. *Spyrogyra* sp. et *Scenedesmus* spp.) au détriment des Chrysophytes.

Conclusion

Ces résultats montrent que ces milieux présentent des valeurs de densités cellulaires algales relativement faibles pour des milieux stagnants car elles ne dépassent pas 300 000 cellules par litre. On peut imputer ceci au fait que ces milieux subissent des assèchements importants. D'ailleurs, on a pu constater que le peuplement algal est souvent sous forme enkystée (Euglénophytes et Chrysophytes) ce qui lui permet de résister à ces assecs.

Ce milieu présente de fortes variabilités spatiales (inter-parcelle) pour la composition et la richesse densitaire algale, mais aussi temporelle ; l'année 2001 se distinguant des deux autres années par des valeurs nettement plus faibles.

Au vu, de cette forte variabilité, et des faibles valeurs densitaires algales observées, il est difficile de montrer un impact du B.t.i. sur les algues. Il semblerait que des concentrations supérieures à 3 L/ha engendreraient une diminution des valeurs densitaires. Mais il faut rester vigilant, dans cette interprétation, car la pression de broutage par le zooplancton n'a pas été prise en compte. Des expériences en laboratoire devraient être entreprises afin d'infirmier ou de conforter cette interprétation.

3.3. Etude des macroinvertébrés

3.3.1. Matériels et méthodes

3.3.1.1. Méthodes de prélèvements qualitatifs

La macrofaune benthique et pélagique est prélevée à l'aide d'un filet Longeron, prenant en compte à la fois la lame d'eau et la couche de sédiment. Ce filet a un vide de maille de 300 µm et un diamètre de 20 cm. La méthode du "tipping" a été utilisée afin de pouvoir prélever dans tous les milieux de végétation et afin de limiter la fuite des macroinvertébrés face au filet. Cette méthode consiste à réaliser, sur 3 mètres de long, des points de prélèvement à l'aide du filet longeron, qui est successivement plongé dans l'eau puis remonté verticalement en surface, replongé puis remonté, etc... Cette approche qualitative est utilisée en complément de l'approche quantitative qui est exploitée en priorité.

3.3.1.2. Méthodes de prélèvements quantitatifs

Faune benthique et pélagique

Les prélèvements quantitatifs sont réalisés par carottage d'une colonne de sédiment (sur une profondeur de 5 cm) et d'eau.

Lors de la première campagne, le carottier avait un diamètre de 3,5 cm, les données sont donc relatives à une surface de 10 cm². Pour les suivantes, le diamètre a été augmenté, il permet d'échantillonner une surface de 50 cm².

Emergences de Diptères chironomidés

Les chironomidés sont des organismes très proches des moustiques. L'étude d'impact du B.t.i. sur ce groupe est donc indispensable. Cependant, l'identification des individus à l'espèce est très complexe et réalisable de façon fiable uniquement à partir des exuvies nymphales et des adultes mâles. C'est pourquoi une méthode particulière doit être utilisée pour l'étude de ce groupe. Les adultes, en émergeant, laissent à la surface de l'eau leur dernière mue (exuvie nymphale) et c'est cette dernière qui est utilisée pour l'identification des individus (Figure II.13).

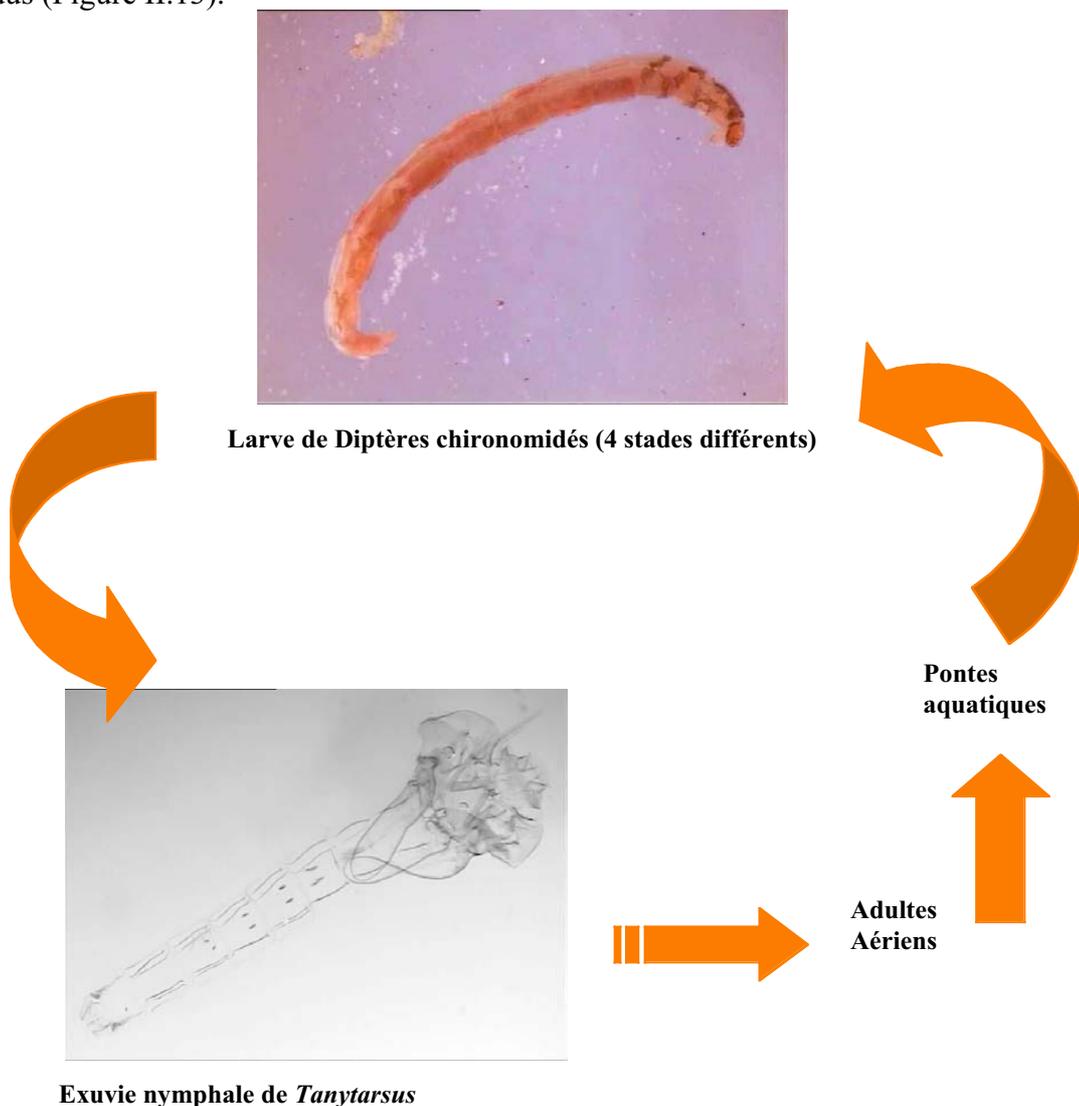


Figure II.13. Cycle de développement de Diptères chironomidae

Un suivi des exuvies nymphales flottant à la surface de l'eau, à l'intérieur des pièges à émergences, a donc été réalisé, par filtration de l'eau de surface au travers du filet longeron décrit précédemment (Franquet, 1996 ; Franquet & Pont, 1996).

Au laboratoire, les échantillons sont nettoyés à l'eau dans un tamis de vide de maille de 300 µm. On élimine le maximum de vase contenue dans les prélèvements afin d'obtenir un filtrat propre indispensable à une bonne analyse. Le tri s'effectue à l'aide d'une loupe binoculaire et les macroinvertébrés sont retirés à la pince. Les individus sont alors placés dans des piluliers contenant de l'alcool à 70°.

Pour identifier les différents taxons, nous utilisons des clés de détermination présentes dans des ouvrages spécialisés (Tachet & al. 2000). Le comptage est réalisé parallèlement à l'identification des individus. Les individus ont été identifiés le plus précisément possible. Cependant, la présence d'individus de faible taille, rencontrés en particulier lors des phases de colonisation, limite la précision des déterminations, seuls les derniers stades larvaires pouvant être normalement identifiés à l'espèce.

3.3.1.3. Analyse des données

Seules les données quantitatives seront analysées dans ce rapport, les données qualitatives étant considérées comme complémentaires (voir rapports intermédiaires). Étant donnée la forte variabilité spatiale des densités de macroinvertébrés (Rapports intermédiaires), les résultats obtenus pour les différents pseudo-réplicats (carottes de sédiments) concernant une parcelle, à une date donnée, sont sommés, puis rapportés au m².

Pour chacune des cinq campagnes, trois approches sont envisagées :

- une approche communautaire :

Les peuplements de macroinvertébrés sont analysés de façon globale en prenant en compte :

- la densité totale de macroinvertébrés,
- la richesse : S, c'est à dire le nombre de taxons présents dans chaque prélèvement
- l'équitabilité, c'est à dire la régularité de la distribution des taxons d'un prélèvement.

Cet indice est calculé de la façon suivante :

$$E = I_{sh_{obs}} / I_{sh_{max}}$$

où $I_{sh_{obs}}$ est la diversité (Indice de Shannon) observée, $I_{sh_{max}}$ la diversité maximale.

$I_{sh_{obs}} = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$ pour i variant de 1 à s et où p_i est la probabilité de trouver le taxon i dans un prélèvement.

Et

$$I_{sh_{max}} = \log_2 S$$

L'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est une analyse multivariée prenant en compte l'ensemble des taxons d'un prélèvement. Cette analyse permet de placer chaque prélèvement dans un gradient, les prélèvements les plus rapprochés étant les plus similaires quant à leur contenu faunique ou floristique.

Plus précisément l' AFC est calculée sur les données transformées par la fonction $y = \log(x+1)$, de plus les taxons rencontrés en un seul exemplaire ne sont pas pris en compte. Un test de corrélation de rang de Kendall permet de tester la similarité des relevés pris deux à deux.

Les indices comme les analyses multivariées sont calculés à l'aide de la programmation ADE.4 (Thioulouse *et al.*, 1997). Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Statistica.

- une approche populationnelle des Diptères chironomidés :

La croissance des populations dans chacune des deux parcelles traitées est comparée avec la dynamique de croissance dans la parcelle témoin. Afin de prendre en compte une croissance de nature exponentielle, les données ont été transformées en $\log(X+1)$.

Pour chaque parcelle, le taux de croissance de la population est calculé :

$$\mu = ((N_f - N_i) / N_i) * 100$$

avec N_f : effectif après traitement, à T0+2
 N_i : effectif initial

- une approche fonctionnelle :

Par cette approche nous entendons prendre en compte le régime alimentaire des différents taxons prélevés. Nous attribuerons donc à chaque taxon le régime alimentaire dominant qui lui correspond, suivant Tachet *et al.* 2000. Cela permet d'appréhender la structure trophique du peuplement et donc éventuellement une modification du fonctionnement de l'écosystème.

3.3.2. Résultats des cinq campagnes de traitement

Au cours de ces 5 campagnes, 30 taxons ont été identifiés (Tableau II.5)

Tableau II.5: liste des taxons du marais de Rousty, échantillonnés sur les 5 campagnes de traitement entre Septembre 2000 et Septembre 2002. Les régimes alimentaires dominants sont issus de Tachet et al. 2000 : 2-débris fins, 3-débris grossiers, 4-microphytes vivantes, 7-microinvertébrés vivants, 8-macroinvertébrés vivants

Embranchement	Classe	Ordre	Famille/genre	Régime alimentaire
Annélides	Achètes			7-8
	Oligochètes			2
Mollusques			Physidae	4
			Planorbidae	4
			Lymnaeidae	4
Arthropodes	Arachnides		Hydrachariens	
			Argyronète	7
	Crustacés		Asellidae	2
		Insectes	Ephéméroptères	
			Caenis L.	2
			Baetidae	4
			Autres Ephémères	
		Coléoptères		
			Berosus A	7
			Berosus L	7
			Hydrophilidae L.	7
			Dytiscidae A	7
			Dytiscidae L	7
			Guignotus	7
			Haliplidae	4
			Elmidae	4
			Odonates	
			Anisoptères	7
			Zygoptères	7
		Corixidae L	7	
		CorixidaeA	7	
		Diptères		
		<i>Aedes</i>	4	
		Chaoborus	7	
		Ceratopogonidae	7	
		Chironomini	2	
		Chironomini N		
		Tanypodinae L	7	
		Tanytarsini L	2	
		Orthoclaadiinae	4	
		Corynoneura	4	
		Tabanidae	7	
		Limoniidae	3	

3.3.2.1. Campagne de septembre-octobre 2000, en pleine eau

Lors de cette campagne, 632 individus ont été prélevés, ils représentent 10 taxons (tableau II.6).

Tableau II.6. Densité des différents taxons échantillonnés lors de la campagne de Septembre 2000, en pleine eau. Les densités représentent la somme des effectifs des différentes carottes rapportée au m². P1 est la parcelle traitée à 1,5 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin). L : larves, N : Nymphe, A : Adultes

	<i>Aedes</i>	Chironomini	Chironomini N	Tanytarsini	Orthoclaadiinae	Oligochètes	Berosus A.	Corixidae	Hydracarien	Berosus L.
P3-T0-1	600	6400	0	800	400	19200	0	0	0	0
P3-T0+2	200	13800	0	0	0	16200	0	0	200	0
P3-T0+8	0	13200	0	0	0	5800	0	0	0	200
P1-T0-1	200	600	0	0	0	6800	0	0	0	0
P1-T0+2	0	3000	0	0	0	1800	0	0	0	0
P1-T0+8	0	4800	0	0	0	400	0	200	0	0
P0-T0-1	1200	3600	0	0	0	2800	200	0	0	0
P0-T0+2	400	8200	0	0	0	2400	0	0	0	0
P0-T0+8	0	12200	200	0	0	400	0	0	0	0

Approche communautaire : Richesse, régularité et similarité

Lors de cette campagne, le nombre de taxons prélevés est faible (entre 2 et 6), il ne semble pas être impacté par le traitement au B.t.i. (Figure II.14). Ce faible nombre de taxons entraîne des valeurs assez irrégulières de l'équitabilité, ne permettant pas de voir un quelconque effet du traitement (Figure II.15)

En ce qui concerne l'évolution de la structure du peuplement, les tests de similarité (Tableau II.7) montrent que, les *Aedes* ayant été éliminés, les peuplements restent stables ($p < 0,05$; tests de similarité significatifs), principalement dominés par les Oligochètes et les Diptères Chironomini, et ce aussi bien entre T0-1 et T0+2 qu'entre T0-1 et T0+8.

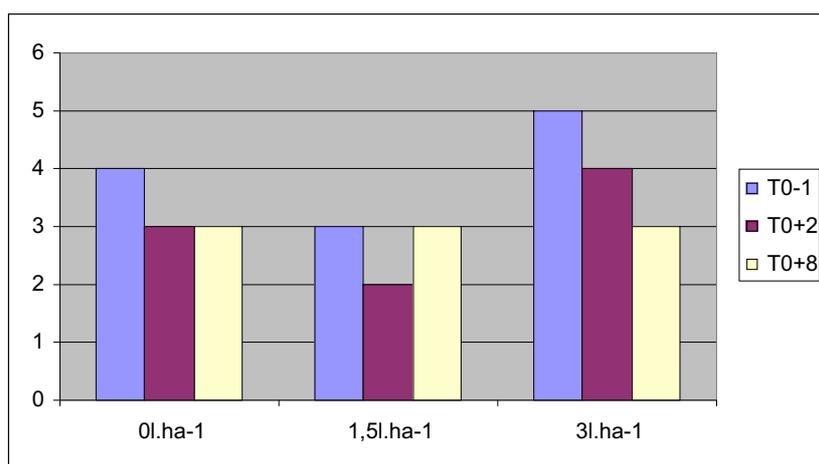


Figure II.14 : Dynamique de la richesse taxinomique entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹ dans l'habitat « pleine eau » en septembre 2000.

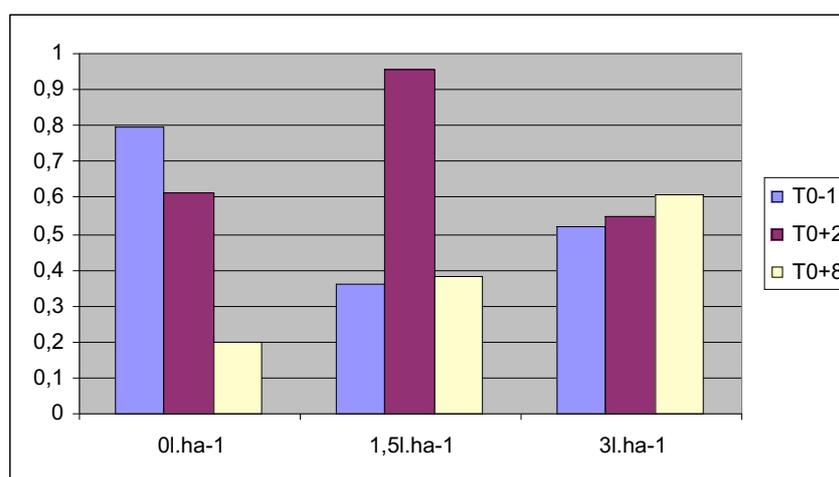


Figure II.15 : Dynamique de l'équitabilité entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹ dans l'habitat « pleine eau » en septembre 2000.

Tableau II.7 : Tests de similarité (T de Kendall) comparant les peuplements entre T0-1 et T0+2 d'une part et entre T0-1 et T0+8 d'autre part, pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹. Les résultats en rouge correspondent aux tests significatifs (p < 0,05).

		0 l.ha ⁻¹	1,5 l.ha ⁻¹	3 l.ha ⁻¹
T0-1/T0+2	10 taxons classés	0,84 p<0,0001	0,88 p<0,0001	0,55 p=0,02
T0-1/T0+8	10 taxons classés	0,66 p=0,005	0,74 p=0,001	0,48 p=0,024

Approche populationnelle

Lors de cette campagne, les Diptères chironomidés représentent 52 % des densités enregistrées, ils dominent avec les Oligochètes (44%). Il apparaît (figure II.16) une croissance comparable dans les parcelles témoin et traitées entre T0-1 et T0+2, en revanche les densités

des Chironomini baissent entre T0+2 et T0+8 pour la parcelle traitée à 3l.ha⁻¹. A noter, cependant, que la croissance avait été très forte dans cette parcelle entre T0-2 et T0+2.

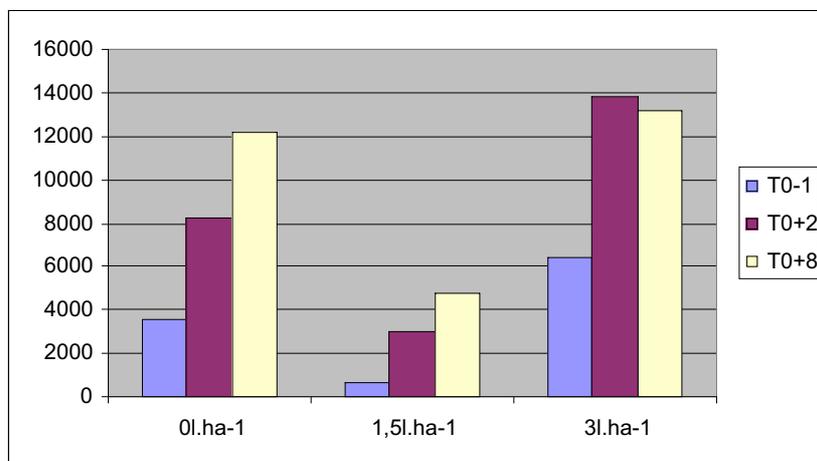


Figure II.16 : Dynamique de la densité totale en Diptères chironomidés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹, dans l'habitat « pleine eau » en septembre 2000 .

Approche fonctionnelle

Lors de cette campagne, le peuplement de macroinvertébrés est très largement dominé par les mangeurs de débris fins (Chironomini et Oligochètes). La diminution des densités de ce groupe trophique entre T0+2 et T0+8, dans la parcelle traitée à 3l.ha⁻¹ s'explique par l'inflexion des Chironomini. Les Oligochètes, quant à eux, chutent dans l'ensemble des 3 parcelles. Malgré ces modifications, le groupe trophique des mangeurs de débris fins reste largement dominant (Tableau II.8).

Tableau II.8 : densité des macroinvertébrés classés suivant leur régime alimentaire (débris fins, mycophages vivantes et invertébrés vivants). P1 est la parcelle traitée à 1,5 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin), dans l'habitat « pleine eau » en septembre 2000 .

	P0-T0-1	P0-T0+2	P0-T0+8	P1-T0-1	P1-T0+2	P1-T0+8	P3-T0-1	P3-T0+2	P3-T0+8
Débris fins	6400	10600	12800	7400	4800	5200	26400	30000	19000
Microphytes vivantes	0	0	0	0	0	0	400	0	0
Microinvertébrés vivants	0	0	0	0	0	200	0	0	200

3.3.2.2. Campagne de septembre-octobre 2000, dans la Scirpaie

Lors de cette campagne, 556 individus ont été prélevés, ils représentent 9 taxons (Tableau II.9)

Tableau II.9. Densité des différents taxons échantillonnés lors de la campagne de Septembre 2000, dans la scirpaie. Les densités représentent la somme des effectifs des différentes carottes rapportée au m². P1 est la parcelle traitée à 1,5 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin). L : larves, N : Nymphes, A : Adultes

	<i>Aedes</i>	Chironomini	Tanytarsini	Oligochètes	Limoniidae	Berosus I	Corixidae	Hydracarien	Dytiscidae L
P3T0-1	1000	100	0	200	0	0	0	100	0
P1T0-1	200	1200	0	300	0	100	0	0	0
P0T0-1	800	2600	0	0	200	0	0	0	0
P3T0+2	100	1200	100	1400	0	0	0	100	200
P1T0+2	100	2600	0	200	0	0	0	0	0
P0T0+2	0	2100	0	0	0	0	100	0	0
P3T0+8	0	2800	0	800	0	0	0	0	0
P1T0+8	0	3700	0	500	0	0	0	0	0
P0T0+8	0	5000	0	0	0	0	0	0	0

Approche communautaire : Richesse, régularité et similarité

Comme lors de la précédente campagne, le nombre de taxons prélevés est faible (entre 1 et 6) et il n'apparaît aucun effet B.t.i. sur la richesse taxinomique (Figure II.17). De même, l'équitabilité varie fortement et ne permet pas de mettre en évidence un effet du traitement (Figure II.18).

En ce qui concerne la structure du peuplement, les tests de similarité (tableau II.10) montrent que dans les parcelles traitées, il existe une évolution significative du classement des taxons dominants entre T0-1 et T0+2, mais pas entre T0-1 et T0+8, ceci s'explique principalement par la disparition des Oligochètes dans les prélèvements réalisés à T0+2. Cette disparition ne semble pas être due au traitement, mais plutôt au fort caractère agrégatif de ces Annélides Oligochètes.

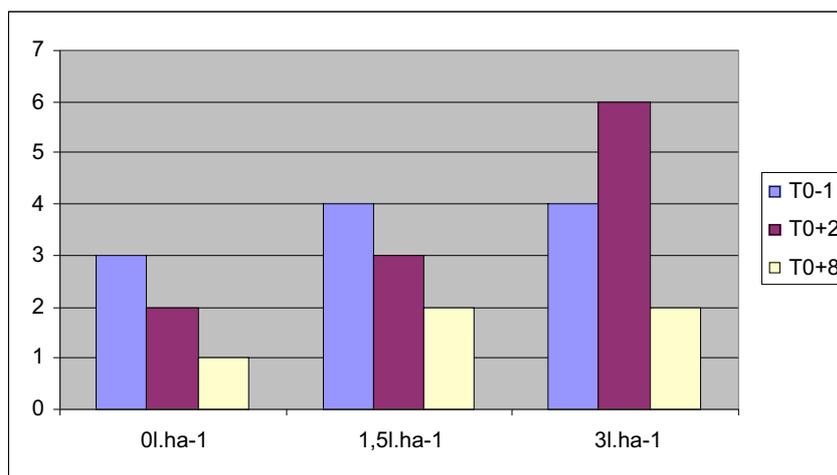


Figure II.17 : Dynamique de la richesse taxinomique entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹, dans l'habitat scirpaie en septembre 2000.

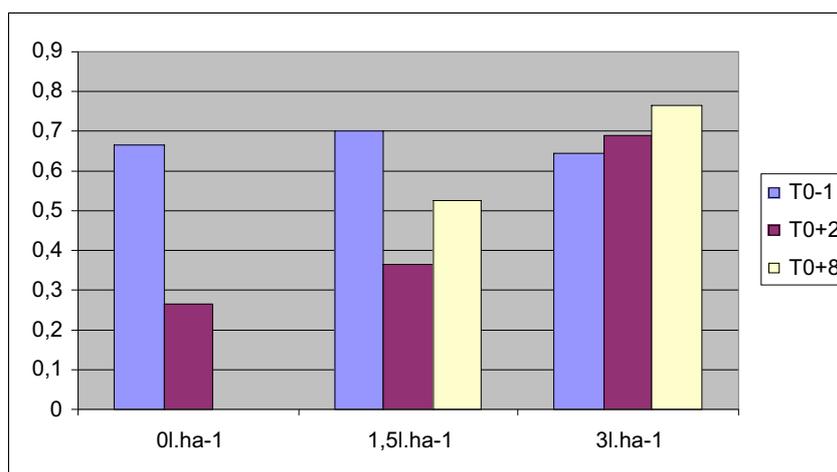


Figure II.18: Dynamique de l'équitabilité entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹, dans l'habitat scirpaie en septembre 2000.

Tableau II.10: Tests de similarité (T de Kendall) comparant les peuplements entre T0-1 et T0+2 d'une part et entre T0-1 et T0+8 d'autre part, pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹. Les résultats en rouge correspondent aux tests significatifs (p< 0,05). Dans l'habitat scirpaie en septembre 2000.

		0 l.ha ⁻¹	1,5 l.ha ⁻¹	3 l.ha ⁻¹
T0-1/T0+2	9 taxons classés	0,73 p=0,006	0,1 p=0,71	0,17 p=0,51
T0-1/T0+8	9 taxons classés	1 p<0,0001	0,62 p=0,02	0,53 p=0,04

Approche populationnelle

Lors de cette campagne, les Diptères chironomidés sont encore dominants, il n'apparaît pas d'impact des traitements au B.t.i., la seule parcelle voyant une chute de sa densité en Chironomini étant la parcelle non traitée (Figure II.19).

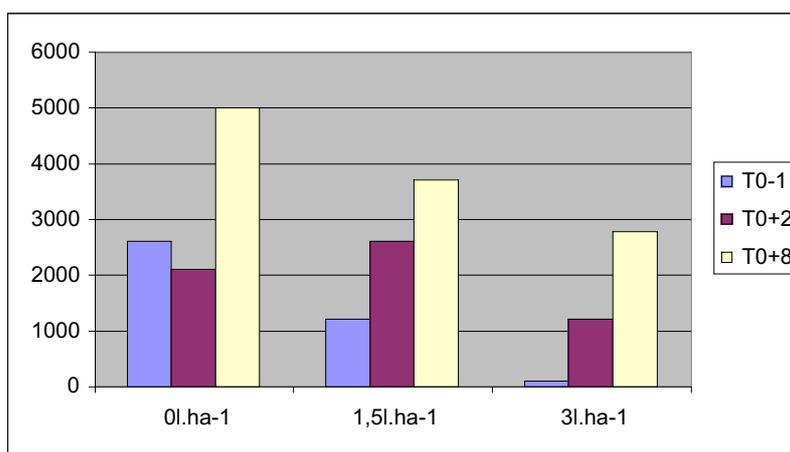


Figure II.19: Dynamique de la densité totale en Diptères chironomidés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹, dans l'habitat scirpaie en septembre 2000.

Approche fonctionnelle

La dominance très forte des Diptères chironomini sur le peuplement de macroinvertébrés entraîne une forte dominance des mangeurs de débris fins. Comme précédemment, il n'y a pas d'influence du B.t.i. (Tableau II.11).

Tableau II.11 : densité des macroinvertébrés classés suivant leur régime alimentaire (débris fins, microphytes vivants et invertébrés vivants). P1 est la parcelle traitée à 1,5 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin).

	P3T0-1	P1T0-1	P0T0-1	P3T0+2	P1T0+2	P0T0+2	P3T0+8	P1T0+8	P0T0+8
débris fin s	300	1500	2600	2700	2800	2100	3600	4200	5000
Microinvertébrés vivants	0	0	0	200	0	100	0	0	0

3.3.2.3. Campagne de juin 2001, dans la Sansouire

Lors de cette campagne, 9177 individus ont été identifiés, ils regroupent 19 taxons (Tableau II.12).

Tableau II.12. Densité des différents taxons échantillonnés lors de la campagne de juin 2001. Les densités représentent la somme des effectifs des différentes carottes rapportée au m². P1 est la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹, P2 à 3 l.ha⁻¹ et P3 à 0 l.ha⁻¹ (témoin). L : larves, N : Nympe, A : Adultes

	T ₀₋₂ P1	T ₀₋₂ P2	T ₀₋₂ P3	T ₀₊₂ P1	T ₀₊₂ P2	T ₀₊₂ P3	T ₀₊₈ P1	T ₀₊₈ P2	T ₀₊₈ P3	T ₀₊₁₅ P1	T ₀₊₁₅ P2	T ₀₊₁₅ P3
surface échantillonnée (m ²)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02
Annélides												
Oligochètes	20	0	0	0	25	0	80	60	0	0	0	0
Achètes	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0
Mollusques												
Physes	0	0	40	0	0	0	20	0	20	0	0	0
Lymneidae	40	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arachnides												
Hydracariens	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0
Insectes												
Ephémères												
Caenis L.	259	438	438	243	921	354	577	358	498	133	0	0
Autres Ephémères	0	80	20	177	0	133	239	139	199	0	0	0
Coléoptères												
Dytiscidae	20	0	0	66	0	44	80	0	60	0	0	0
Berosus L.	557	836	856	730	1543	929	1055	936	955	531	929	597
Hydrophilidae (autres)	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonates												
Zygoptères	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0
Anisoptères	20	20	0	22	50	22	20	0	0	0	0	0
Hétéroptères												
Corixa	60	0	119	66	25	66	40	80	60	0	0	0
Diptères												
Chironomidae(N)	259	398	20	929	572	310	398	100	159	730	1592	398
Chironomini L	12381	15943	12142	24328	17914	16211	12440	10171	12122	8559	14597	16388
Tanytarsini L	2906	2886	2687	3185	2737	2787	816	378	1154	929	3450	6701
Tanypodinae L	259	378	537	575	522	619	498	219	199	199	133	597
Orthoclaadiinae L.	20	0	0	22	0	0	0	60	0	1062	199	597
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0

Approche communautaire : Richesse, régularité et similarité

Lors de cette campagne, le nombre de taxons prélevés est plus important (entre 6 et 15), ceci s'explique par le fait que la mise en eau est artificielle, de plus elle date de quelques semaines. On note globalement la même dynamique de la richesse dans les trois parcelles (Figure II.20). Il en est de même en ce qui concerne l'équitabilité (Figure II.21).

La figure II 22.A montre sur l'axe 1 de l'AFC, une même dynamique temporelle dans chacune des trois parcelles (traitées à 8l.ha⁻¹, à 3l.ha⁻¹ et non traitée) de la gauche vers la droite. Les relevés correspondants à (T0+15), effectués juste avant l'assec sont tous trois caractérisés par une disparition des taxons autres que les Diptères chironomidés (figure II. 22 B). Sur le second axe, on note une dispersion plus importante pour les parcelles 1 et 3, ceci s'explique par la plus forte hétérogénéité spatiale enregistrée au sein de ces deux parcelles. En effet, bien qu'étant situées dans le même marais et comprenant les mêmes habitats (Sansouïre), les parcelles ont des peuplements sensiblement différents à T_{0,2}, en particulier, avec la présence de Mollusques Gastéropodes (Lymneidae et Physidae) à T0-2 dans les parcelles traitées à 3l.ha⁻¹ et à 8l.ha⁻¹. En ce qui concerne les 12 taxons les plus représentés, le tableau montre que leur classement reste similaire et ce dans chacune des trois parcelle. Il n'apparaît donc pas d'effet B.t.i. sur la structure de ce peuplement en place.

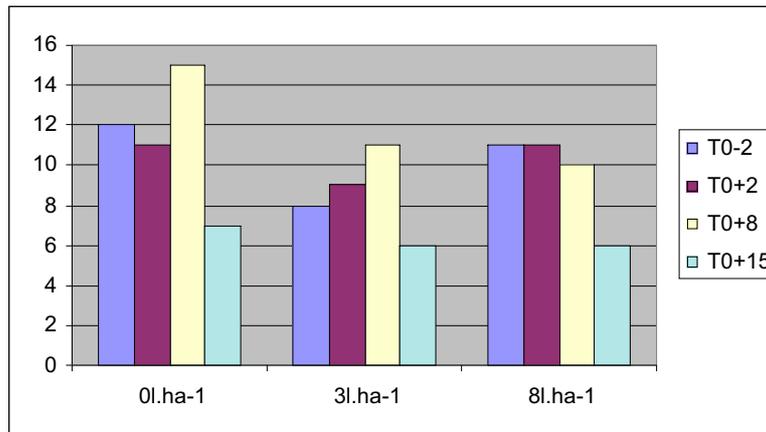


Figure II.20: Dynamique de la richesse taxinomique entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹, dans la sansouïre en Juin 2001.

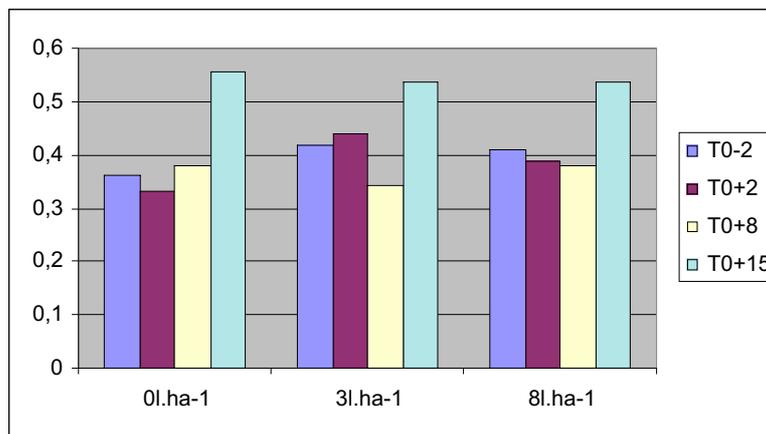


Figure II.21: Dynamique de l'équitabilité entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 1,5l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹ dans la sansouïre en Juin 2001.

Tableau II.13 : Tests de similarité (T de Kendall) comparant les peuplements entre T0-1 et T0+2 d'une part et entre T0-1 et T0+8 d'autre part, pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

		0 l.ha ⁻¹	3 l.ha ⁻¹	8 l.ha ⁻¹
T0-1/T0+2	12 taxons classés	0,88 p<0,0001	0,85 p<0,0001	0,72 p=0,0001
T0-1/T0+8	12 taxons classés	0,62 p=0,007	0,61 p=0,005	0,63 p=0,004

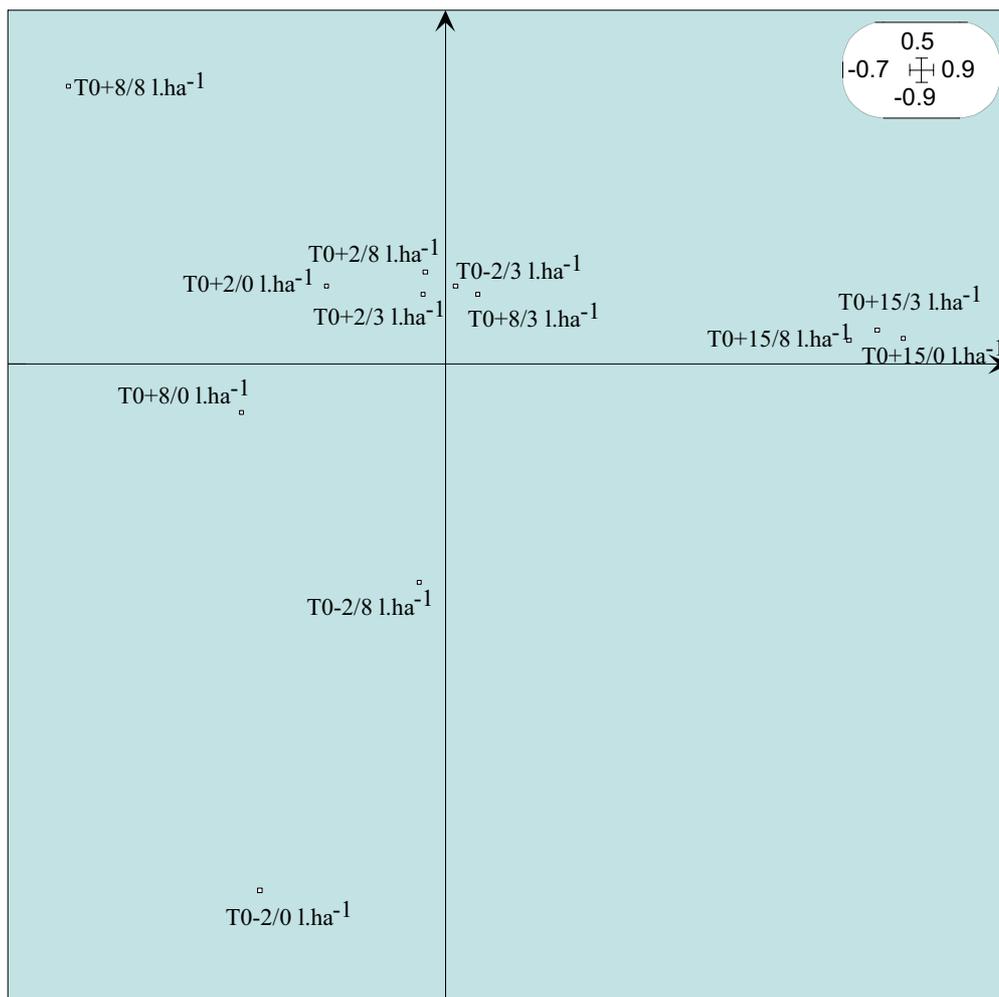


Figure II.22 A Carte factorielle F1-F2 des relevés issue d'une A.F.C. Analyse réalisée à l'aide du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al. 1997) sur le tableau II.12 qui croise 11 relevés et 19 taxons.

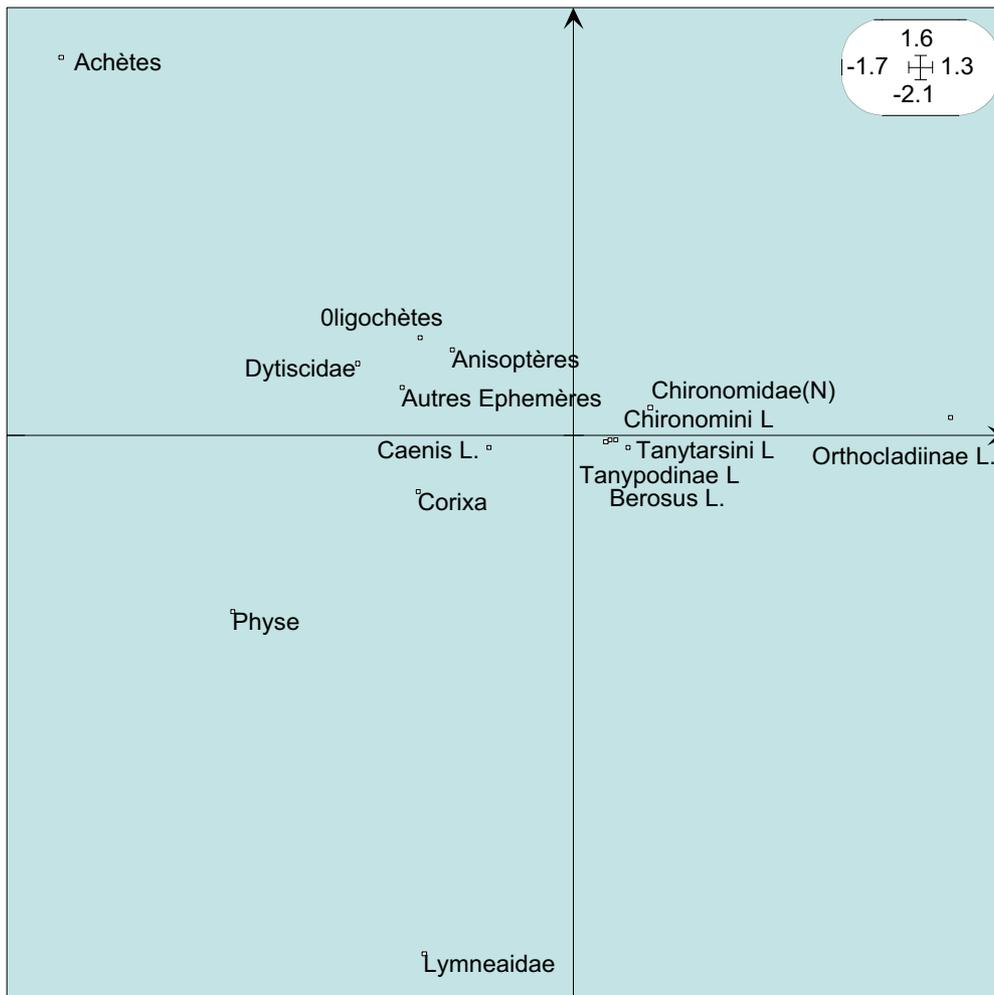


Figure II. 22 B Carte factorielle F1-F2 des taxons issue d'une AFC. Analyse réalisée à l'aide du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al. 1997) sur le tableau II.12 qui croise 11 relevés et 19 taxons.

La structure du peuplement ne paraît donc pas modifiée par le traitement au B.t.i. Il semble cependant important d'étudier la réponse des Diptères chironomidés qui sont les plus abondants dans ces prélèvements. Ils représentent toujours plus de 85 % du peuplement.

Approche populationnelle

La figure II.23, ci-dessous, montre une dynamique temporelle de la densité totale semblable pour les parcelles non traitée (0 l.ha^{-1}) et traitée à 3 l.ha^{-1} . La parcelle traitée à 8 l.ha^{-1} semble avoir un comportement légèrement différent, les effectifs continuent à décroître de T_{0+8} à T_{0+15} et atteignent à cette date des valeurs de densité inférieures à celles observées dans les deux autres parcelles. A noter cependant que la valeur obtenue à T_{0+2} est la valeur maximale enregistrée, toutes parcelles confondues.

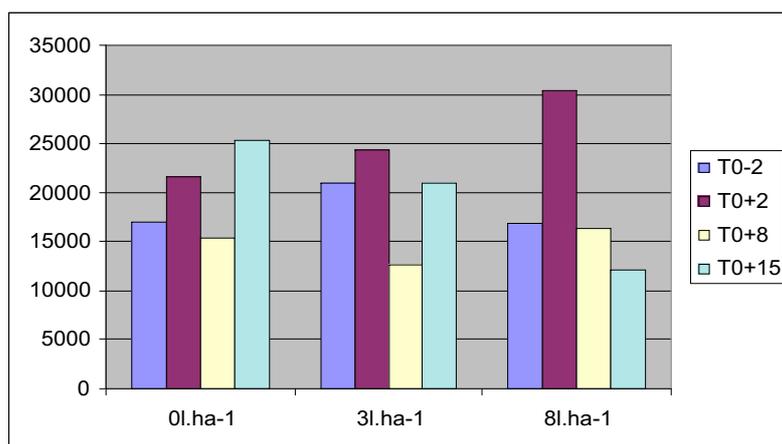


Figure II.23 Densités de macroinvertébrés rapportées au m² dans la sansouïre en Juin 2001.

La chute des densités de T0+2 à T0+8 s'explique principalement par une diminution des densités de Diptères chironomidés (Chironomini et Tanytarsini) dans l'ensemble des trois parcelles. Cette baisse des densités perdure dans la parcelle traitée à 8l.ha⁻¹ (Figure II.24).

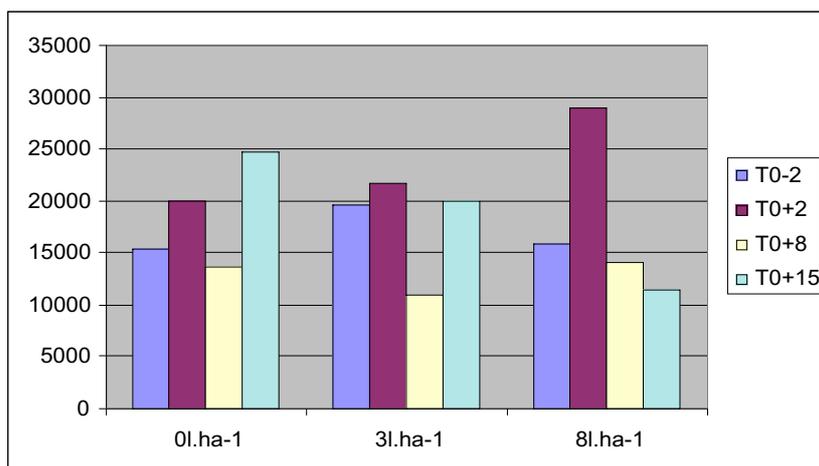


Figure II.24. Densités de Diptères chironomidés rapportées au m² dans la sansouïre en Juin 2001.

Si on considère la part relative des deux tribus de Diptères chironomidés les mieux représentées (Chironomini et Tanytarsini), on constate la même dynamique du rapport Tanytarsini/Chironomini (Figure II.25 et II.26), avec une chute des densités des Tanytarsini entre T0-2 et T0+8.

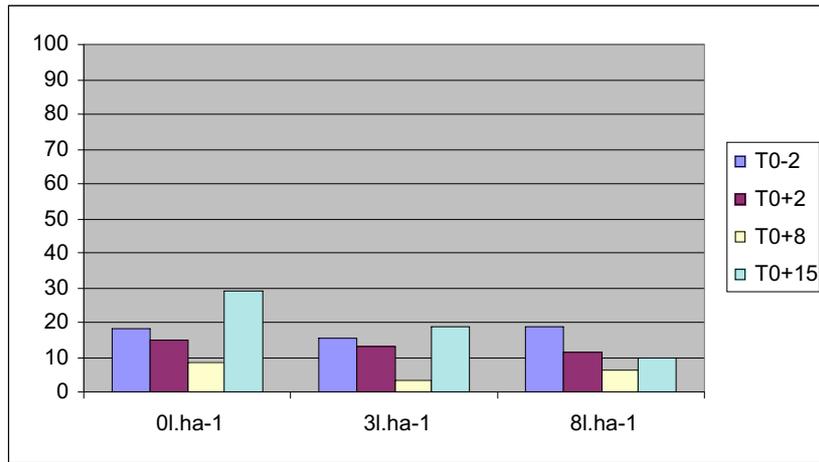


Figure II.25 Abondances relatives (en %) de Diptères chironomidés, tribu des Tanytarsini, dans la sansouïre en Juin 2001.

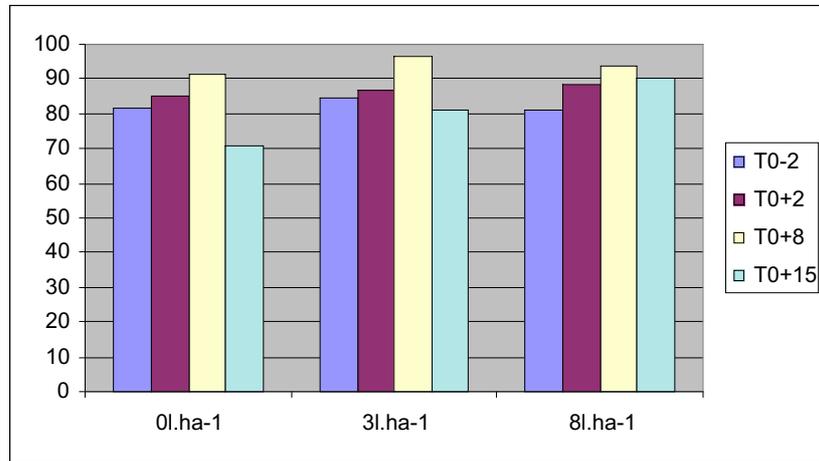


Figure II.9 Abondances relatives (en %) de Diptères chironomidés, tribu des Chironomini, dans la sansouïre en Juin 2001.

Sur les 27 prélèvements réalisés par pièges à émergences, 325 exuvies nymphales ont été récoltées (Tableau II.14). 5 genres ou espèces ont été répertoriés durant la période d'étude : *Polypedilum nubifer* (72%), *Tanytarsus* et *Paratanytarsus* (24%), *Procladius* (4%) et *Cricotopus* (< 1%).

Tableau II.14. Densité d'émergence des Diptères chironomidés dans l'habitat sansouïre en Juin 2001.

Traitement	dates	réplicat	Polypedilum nubifer	Tanytarsus sp1	Paratanytarsus	Tanytarsus sp2	Cricotopus	Procladius
0l/ha	21/06/2001	1	3	1	0	0	0	1
0l/ha	21/06/2001	2	3	11	0	0	0	0
0l/ha	21/06/2001	3	4	0	0	0	0	0
3l/ha	21/06/2001	1	4	0	0	3	0	0
3l/ha	21/06/2001	2	8	4	0	0	0	0
3l/ha	21/06/2001	3	6	5	0	0	0	0
8l/ha	21/06/2001	1	29	9	1	0	0	3
8l/ha	21/06/2001	2	6	0	1	0	0	2
8l/ha	21/06/2001	3	50	0	0	33	1	4
0l/ha	24/06/2001	1	0	0	0	0	0	0
0l/ha	24/06/2001	2	0	0	0	0	0	0
0l/ha	24/06/2001	3	0	0	0	0	0	0
3l/ha	24/06/2001	1	2	0	0	0	0	0
3l/ha	24/06/2001	2	0	0	0	1	0	0
3l/ha	24/06/2001	3	3	0	0	0	0	1
8l/ha	24/06/2001	1	4	0	0	0	0	0
8l/ha	24/06/2001	2	4	0	0	0	0	0
8l/ha	24/06/2001	3	4	0	0	3	0	1
0l/ha	27/06/2001	1	0	0	0	0	0	0
0l/ha	27/06/2001	2	4	0	0	3	0	0
0l/ha	27/06/2001	3	3	0	0	0	0	0
3l/ha	27/06/2001	1	2	0	0	0	0	0
3l/ha	27/06/2001	2	1	0	0	0	0	0
3l/ha	27/06/2001	3	0	0	0	0	0	0
8l/ha	27/06/2001	1	6	0	0	0	1	0
8l/ha	27/06/2001	2	38	0	0	2	0	1
8l/ha	27/06/2001	3	49	0	0	0	0	0

La figure II.27. ne montre pas de différence significative entre les densités d'émergences enregistrées dans la parcelle traitée à 3 l/ha et celles enregistrées dans la parcelle témoin. En ce qui concerne la parcelle traitée à 8 l/ha on note des densités d'émergences plus importantes.

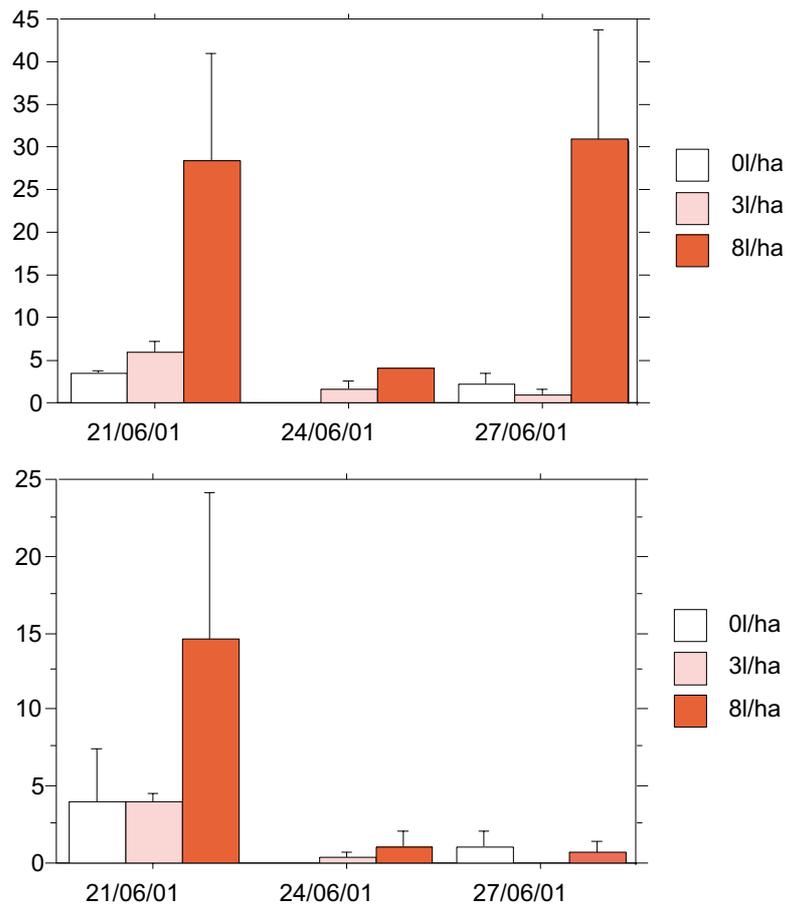


Figure II.27. Dynamique temporelle des émergences de *Polypedilum nubifer* (en haut) et des Tanytarsini (*Tanytarsus* + *Paratanytarsus*) (en bas), 21-06 = T0+8, 21-06 = T0+11 et 27-06 = T0+14.

Si on compare les résultats issus des carottages et des émergences, ce qui revient à prendre en compte l'ensemble de la production, on constate que les densités d'émergence expliquent en partie la chute des effectifs larvaires dans la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹. Ce comportement particulier des larves de chironomidés dans la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹ entre T0+8 et T0+14 semble être du d'avantage à un effet de l'assec (niveaux d'eau inférieurs) qu'à un effet du B.t.i., 15 jours après le traitement. On remarque que les émergences sont majoritairement le fait de *Polypedilum nubifer* (comptant pour 72% des émergences). Ce taxon est cité par Tourenq (1980) comme particulièrement résistant à l'assec et aux pollutions. C'est ce taxon qui résistait fort bien au traitement lors de l'étude précédente réalisée en Camargue en 1988 (Pont 1989, Pont et al.1999).

Approche fonctionnelle

Lors de cette campagne, le peuplement de macroinvertébrés est plus diversifié, les trois groupes trophiques sont bien représentés, même si les mangeurs de débris fins restent

dominants (Tableau II.15). Ceci confirme le caractère particulier de cette campagne, où le peuplement est déjà à maturité et issu d'une mise en eau artificielle. On constate l'absence de mangeurs de microphytes à T0+2 dans la parcelle traitée à 3l.ha⁻¹, cependant ceci semble être dû uniquement à un biais de l'échantillonnage, car un tel signe n'est pas visible dans la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹.

En ce qui concerne les prédateurs, on observe la même croissance entre T0 et T0+2 quelle que soit la parcelle considérée.

Tableau II.15 : densité des macroinvertébrés classés suivant leur régime alimentaire (sédiments fins & microorganismes, microphytes vivants et invertébrés vivants). P8 est la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin). , dans la sansouïre en Juin 2001.

	T ₀₋₂ P0	T ₀₊₂ P0	T ₀₊₈ P0	T ₀₊₁₅ P0	T ₀₋₂ P3	T ₀₊₂ P3	T ₀₊₈ P3	T ₀₊₁₅ P3	T ₀₋₂ P8	T ₀₊₂ P8	T ₀₊₈ P8	T ₀₊₁₅ P8
Débris fins	15287	19661	13933	23487	19666	22169	11067	19639	15824	28685	14311	10350
Microphytes vivants	119	133	219	597	80	0	199	199	60	199	259	1062
Microinvertébrés vivants	1513	1681	1274	1194	1234	2140	1254	1062	916	1460	1712	730

3.3.2.4. Campagne de octobre 2001, dans la Scirpaie

Lors de cette campagne, 199 individus ont été échantillonnés, ils représentent 22 taxons (Tableau II.16).

Tableau II.16. Densité des différents taxons échantillonnés lors de la campagne de octobre 2001. Les densités représentent la somme des effectifs des différentes carottes rapportée au m². P0 est la parcelle traitée à 0 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P83 à 8 l.ha⁻¹ (témoin). L : larves, N : Nymphe, A : Adultes

	P0-T0	P3-T0	P8-T0	P0-T0+2	P3-T0+2	P8-T0+2	P0-T0+11	P3-T0+11	P8-T0+11
surf ech (m2)	0,030	0,030	0,030	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
Mollusques									
Lymnaeidae	200	67	100	0	67	0	0	67	67
Physidae	33	33	0	200	67	67	0	0	0
Planorbidae	200	0	0	133	133	0	133	0	0
Hydrachariens	0	33	0	0	0	0	0	0	0
Crustacés									
Asellidae	0	0	0	0	0	0	0	133	0
Insectes									
Coléoptères									
Guignotus I.	0	533	67	333	467	67	267	333	200
Berosus I.	100	67	33	67	0	0	467	0	0
autre Coléoptères I.	0	0	0	67	0	0	0	0	0
Hydrophilidae L.	0	0	33	0	0	0	0	0	0
Berosus L	0	0	0	0	0	0	0	67	0
Elmidae	0	0	0	67	0	0	0	0	0
Haliplidae	0	0	0	67	0	0	0	0	0
Dytiscidae L	0	0	0	0	0	0	0	67	133
Diptères									
Ceratopogonidae	0	33	0	0	0	0	0	0	0
Orthoclaadiinae	0	0	0	0	0	133	0	0	0
Chironomini	0	0	0	333	533	67	1133	1067	133
Corynoneura	0	0	0	0	0	0	133	0	0
N Paratanytarsus	0	0	0	0	0	0	67	0	0
N Tanytarsus	0	0	0	0	0	0	67	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	67	0	0
Hétéroptères									
Corixidae L.	0	33	0	0	0	0	133	0	0
Corixidae I.	233	167	100	333	0	133	600	267	133

Approche communautaire

Lors de cette campagne, la richesse (Figure II.28) est a nouveau assez faible (entre 5 et 9 taxons), nous sommes en phase de maturation du système : les *Aedes* ont déjà émergé, le fonctionnement à été faible, après une mise en eau due à des précipitations (absence d'*Aedes* dans le tableau II.16). A noter, entre T0 et T0+2, une réduction de la richesse dans la parcelle traitée à 3l.ha⁻¹, alors qu'elle augmente dans la parcelle témoin. Dans la parcelle traitée à 8l.ha⁻¹, la richesse est stable.

L'équitabilité (Figure 29) est forte, le peuplement est bien équilibré, principalement du fait de la faiblesse des effectifs enregistrés.

La phase de maturation se fait avec évolution du peuplement, le tableau montre que les tests de similarité sont tous non significatifs. La différence de structure de peuplement (Figures II.30 A et B) s'explique par la présence de quelques larves de Coléoptères Dytiscidae dans les parcelles traitées et pas dans la parcelle témoin. Ceci ne peut pas être relié à un effet du traitement.

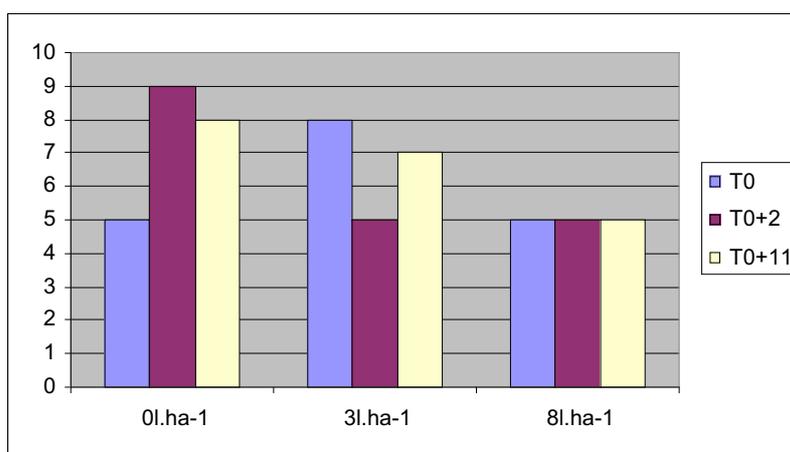


Figure II.28: Dynamique de la richesse taxinomique entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

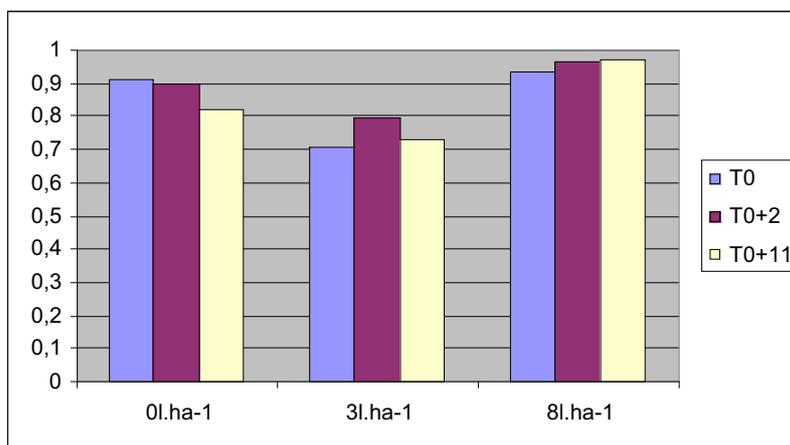


Figure II.29: Dynamique de l'équitabilité entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

Tableau II.17: Tests de similarité (T de Kendall) comparant les peuplements entre T0-1 et T0+2 d'une part et entre T0-1 et T0+8 d'autre part, pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

		0 l.ha ⁻¹	3 l.ha ⁻¹	8 l.ha ⁻¹
T0-1/T0+2	9 taxons classés	0,03 p=0,54	-0,13 p=0,61	0,25 p=0,35

T0-1/T0+8	9 taxons classés	0,03 p=0,54	-0,23 p=0,38	0,31 p=0,25
-----------	------------------	-------------	--------------	-------------

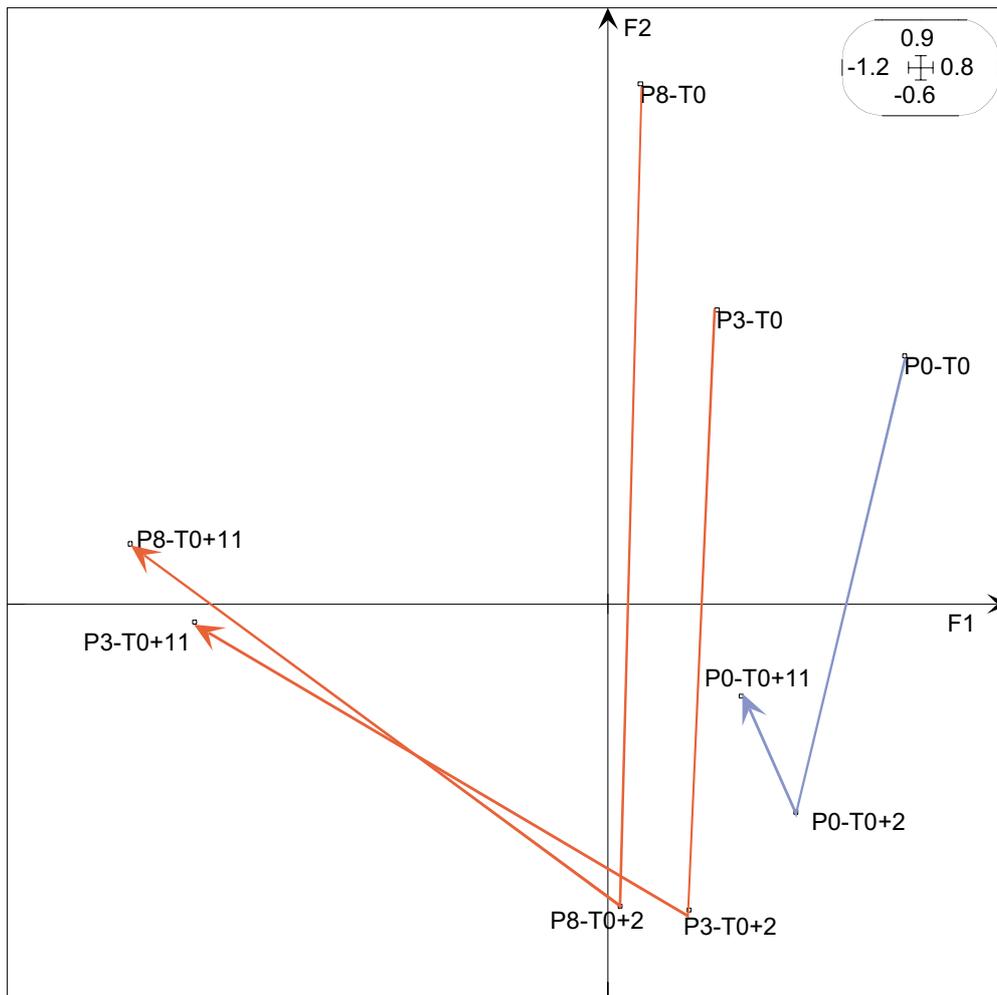


Figure II.30 A Carte factorielle des relevés issue d'une A.F.C. Analyse réalisée à l'aide du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al. 1997) sur le tableau II.16.

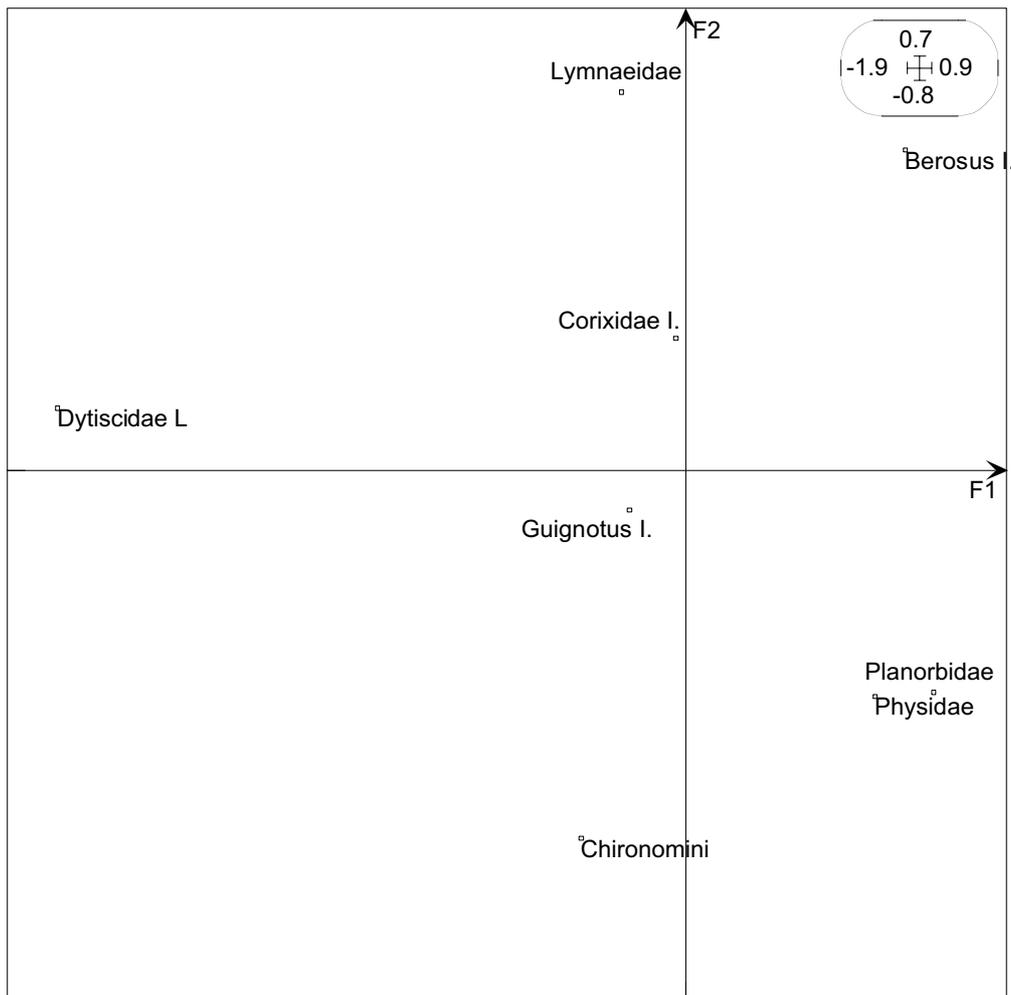


Figure II. 30 B Carte factorielle des taxons issue de l'AFC réalisée sur le tableau II.16.

Approche populationnelle

Lors de cette campagne, les Diptères Chironimidae représentent jusqu'à 53 % des effectifs. Ils dominent devant les imagos du Coléoptère *Guignotus* et de *Corixidae*. Il apparaît une croissance des densités nettement limitée dans la parcelle traitée à $8l.ha^{-1}$ (Figure 31).

Ceci s'explique par la dynamique des Diptères Chironomini qui suivent exactement ce même patron de distribution entre T0+2 et T0+11 (Figure II.32). Bien que n'étant pas présents dans les prélèvements avant traitement, les larvules de Chironomidés pélagiques pourraient avoir été impactées par le traitement au B.t.i., particulièrement avec la dose de $8l.ha^{-1}$.

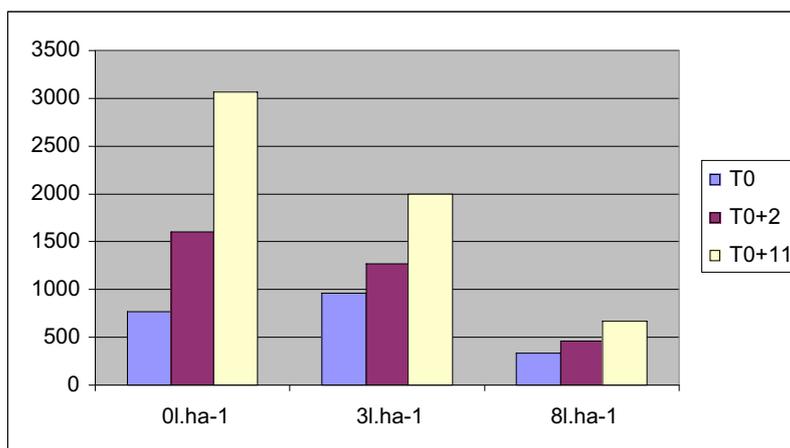


Figure II.31: Dynamique de la densité totale en macroinvertébrés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

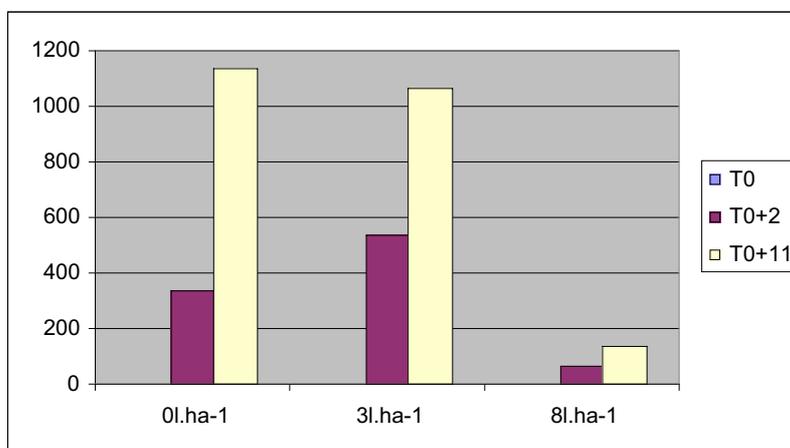


Figure II.32 : Dynamique de la densité totale en Diptères chironomidés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

Approche fonctionnelle

En ce qui concerne les mangeurs de débris fins, on retrouve l'effet de la croissance limitée des Diptères Chironomini dans la parcelle traitée à 8l.ha⁻¹. On note de plus que les prédateurs suivent des trajectoires différentes avec une croissance entre T0-1 et T0+2, dans la parcelle témoin et une décroissance dans les parcelles traitées. Ceci s'explique par une chute des densités des imagos de Corixidae, et s'apparente donc plus à un problème d'échantillonnage (individus nageurs) qu'à un effet du traitement au B.t.i. (Tableau II.18).

Tableau II.18 : densité des macroinvertébrés classés suivant leur régime alimentaire (Débris fins, microphytes vivants et invertébrés vivants). P8 est la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹, P3 à 3 l.ha⁻¹ et P0 à 0 l.ha⁻¹ (témoin).

	P0-T0	P0-T0+2	P0-T0+11	P3-T0	P3-T0+2	P3-T0+11	P8-T0	P8-T0+2	P8-T0+11
Débris fins	0	333	1133	0	533	1200	0	67	133
Microphytes vivants	433	467	267	100	267	67	100	200	67
Invertébrés vivants	333	733	1533	833	467	733	233	200	467

3.3.2.5. Campagne de septembre-octobre 2002, dans la Sansouïre

Lors de cette campagne, 1269 individus ont été prélevés, ils représentent 15 taxons (Tableau II.19)

Tableau II.19. Densité des différents taxons échantillonnés lors de la campagne de septembre 2002. Les densités représentent la somme des effectifs des différentes carottes rapportée au m². P1 est la parcelle traitée à 8 l.ha⁻¹, P2 à 3 l.ha⁻¹ et P3 à 0 l.ha⁻¹ (témoin). L : larves, N : Nympe, A : Adultes

doses	0l/ha	3l/ha	8l/ha									
dates	T0-1	T0-1	T0-1	T0+2	T0+2	T0+2	T0+6	T0+6	T0+6	T0+17	T0+17	T0+17
surfech	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301	0,0301
Oligochètes	0	0	0	531	0	0	100	0	0	0	0	0
Mollusques												
Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	0	66
Lymneidae	0	0	0	0	33	0	0	0	33	0	199	0
Arachnides												
Hydracariens	66	33	33	133	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyronete	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insectes												
Ephéméroptères												
Baetidae	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0
Hétéroptères												
Corixidae A	0	166	66	100	299	265	531	232	100	1825	929	1393
Corixidae L	0	0	0	33	33	0	531	100	133	100	398	896
Coléoptères												
Dytiscidae A	100	33	0	0	33	0	0	133	0	0	66	0
Dytiscidae L	0	0	0	33	0	0	0	0	100	66	265	133
Berosus A	33	0	66	66	100	66	199	100	166	464	531	199
Berosus L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	199	564	332
Haliplidae	0	0	33	0	0	0	0	33	66	0	0	0
Guignotus	0	0	0	0	0	0	299	0	33	332	33	166
Diptères												
Othocladiinae	0	0	66	0	0	33	0	0	66	0	0	0
Chironomini	0	0	0	431	431	66	5374	3483	2389	5905	3251	730
Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	66
Aedes	1128	1592	2322	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaoborus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	66	66

Approche communautaire

Comme précédemment, la richesse est faible (entre 1 et 4 taxons), nous sommes en phase de colonisation après une mise en eau par des précipitations. Par rapport à la parcelle témoin, la richesse n'augmente pas autant dans la parcelle traitée à 3l.ha^{-1} , elle diminue même dans la parcelle traitée à 8l.ha^{-1} entre T0-2 et T0+2. Par contre en fin de campagne, les richesses sont similaires (Figure II.33)

En ce qui concerne l'équitabilité, les valeurs suivent la même dynamique dans les trois parcelles (Figure II.34).

Le tableau II.20 des tests de similarité montre que dans les parcelles témoins et traitée à 3l.ha^{-1} , une dynamique a lieu entre T0 et T0+2 alors que celle-ci semble être bloquée dans la parcelle traitée à 8l.ha^{-1} (test de similarité significatif). Ceci pourrait être du à l'effet traitement.

A noter que la dynamique reprend (test non significatif entre T0 et T0+17), pour donner des peuplements comparables dans les trois parcelles, en fin de campagne (Figures II.35 A et B).

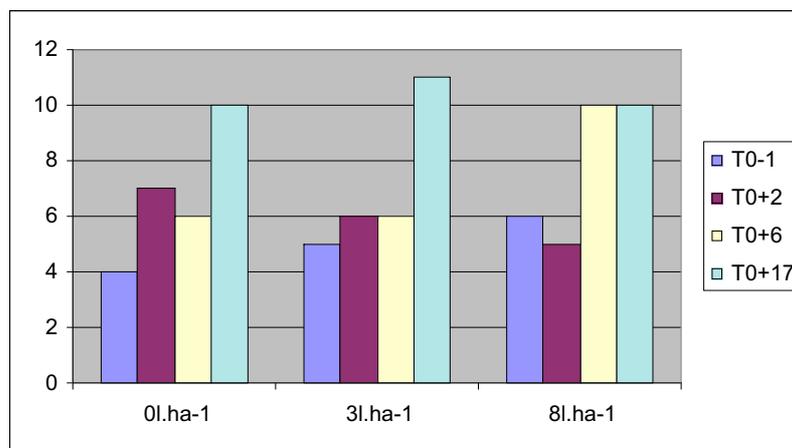


Figure II.33 : Dynamique de la richesse taxinomique entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0l.ha^{-1}), traitée à 3l.ha^{-1} et 8l.ha^{-1} .

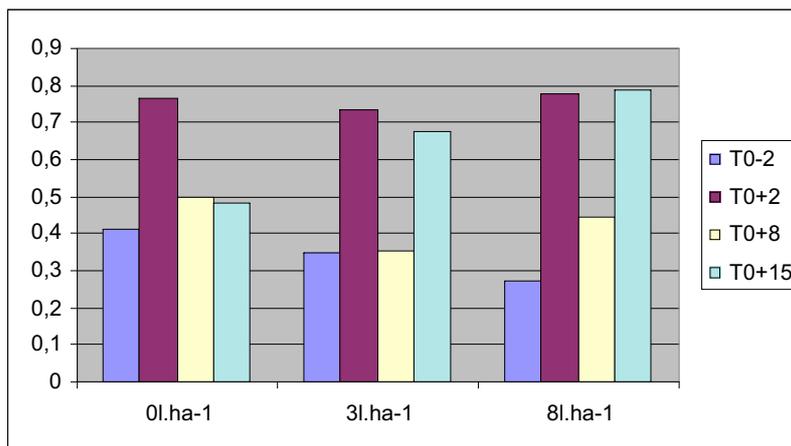


Figure II.34: Dynamique de l'équitabilité entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin (0 l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

Tableau II.20: Tests de similarité (T de Kendall) comparant les peuplements entre T0-1 et T0+2 d'une part et entre T0-1 et T0+8 d'autre part, pour les parcelles témoin (0 l.ha⁻¹), traitée à 3 l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹.

		0 l.ha ⁻¹	3 l.ha ⁻¹	8 l.ha ⁻¹
T0-1/T0+2	12 taxons classés	0,21 p=0,23	0,21 p=0,23	0,51 p=0,002
T0-1/T0+8	12 taxons classés	-0,12 p=0,49	-0,02 p=0,89	0 p=1

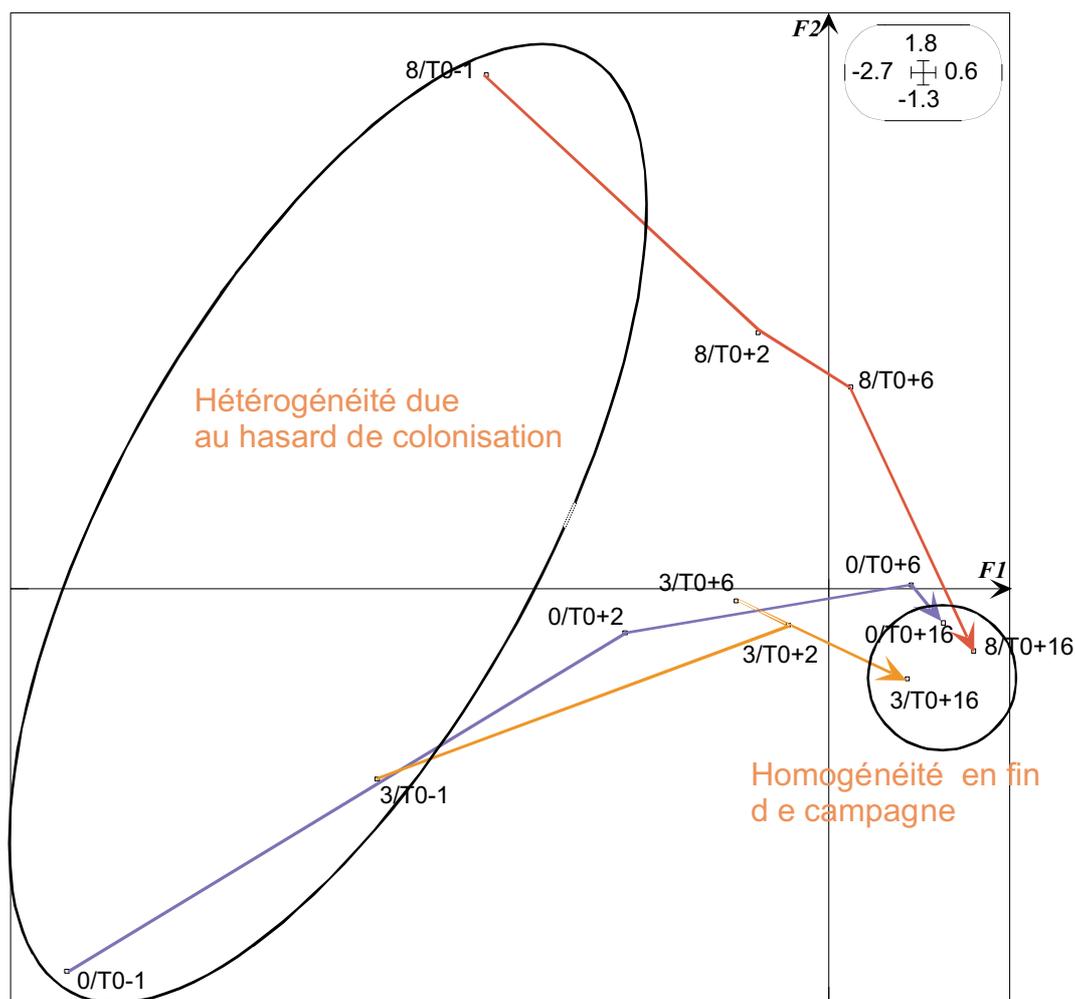


Figure II.35 A Carte factorielle des relevés issue d'une A.F.C. Analyse réalisée à l'aide du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al. 1997) sur le tableau II.19.

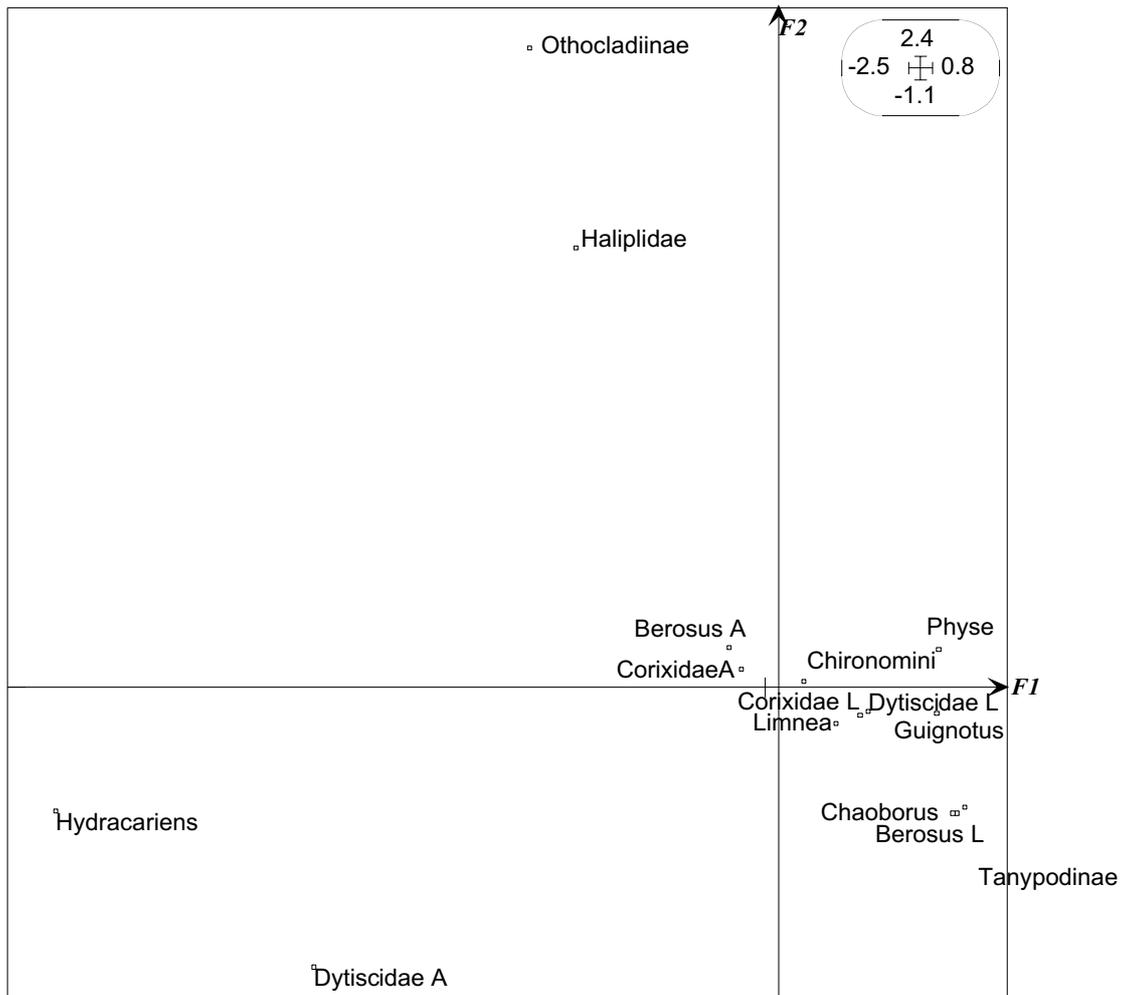


Figure II.35 B Carte factorielle des taxons issue d'une A.F.C. Analyse réalisée à l'aide du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al. 1997) sur le tableau II.19. Les *Aedes* ont été éliminés afin de ne considérer que les effets non intentionnels.

Approche populationnelle

La figure II.36 montre une chute des densités totales entre T0 et T0+2 dans les parcelles traitées au B.t.i., ceci s'explique principalement par la mortalité des *Aedes*. Si on ne prend pas en compte ce taxon (Figure II.37), les densités totales augmentent de la même façon dans la parcelle traitée à 3l.ha⁻¹, par contre la croissance reste très faible dans la parcelle traitée à 8l.ha⁻¹. Ceci s'explique par un déficit de croissance des populations de Diptères Chironomini (Figure II.38)

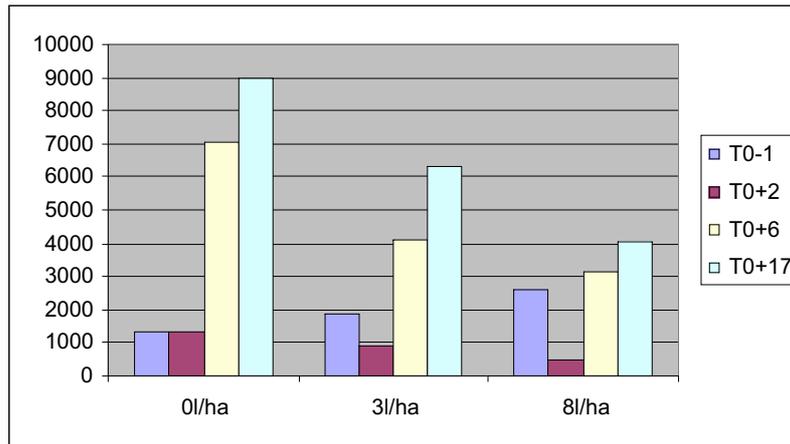


Figure II.36: Dynamique de la densité totale en macroinvertébrés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin ($0l\cdot ha^{-1}$), traitée à $3 l\cdot ha^{-1}$ et $8 l\cdot ha^{-1}$.

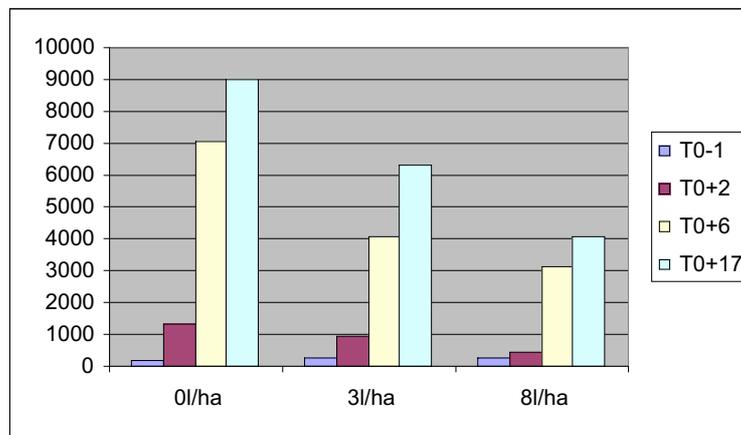


Figure II.37: Dynamique de la densité totale en macroinvertébrés moins les *Aedes* entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin ($0l\cdot ha^{-1}$), traitée à $3 l\cdot ha^{-1}$ et $8 l\cdot ha^{-1}$.

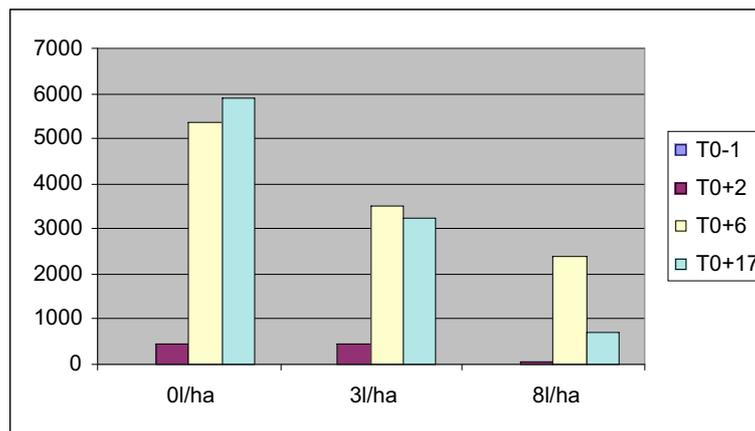


Figure II.38: Dynamique de la densité de Diptères Chironomidés entre T0-1 et T0+8 pour les parcelles témoin ($0l\cdot ha^{-1}$), traitée à $3 l\cdot ha^{-1}$ et $8 l\cdot ha^{-1}$.

Approche fonctionnelle

En ce qui concerne les mangeurs de débris fins, on retrouve l'effet de la croissance limitée des Diptères Chironomini dans la parcelle traitée à 8l.ha⁻¹. Contrairement à la campagne précédente, on ne note pas de modification des trajectoires des densités de prédateurs (mangeurs d'invertébrés vivants) d'une parcelle à l'autre.

Tableau 21: densité des macroinvertébrés classés suivant leur régime alimentaire (Débris fins, microphytes vivants et invertébrés vivants).

Doses	0l/ha	0l/ha	0l/ha	0l/ha	3l/ha	3l/ha	3l/ha	3l/ha	8l/ha	8l/ha	8l/ha	8l/ha
dates	T0-1	T0+2	T0+6	T0+17	T0-1	T0+2	T0+6	T0+17	T0-1	T0+2	T0+6	T0+17
Débris fins	0	962	5474	5905	0	431	3483	3251	0	66	2389	730
Microphytes vivantes	0	0	0	33	0	33	33	199	100	66	199	66
Invertébrés vivants	133	232	1559	3052	232	464	564	2886	133	332	531	3251

3.3.3 Synthèses des 5 campagnes et conclusions

Dans cette partie, nous abordons le problème de façon transversale aux 5 campagnes de traitement, afin de dégager des conclusions communes à travers la variabilité des situations envisagées (habitat, phase de colonisation/maturation...).

En ce qui concerne l'approche communautaire, la réalisation de tests de similarité a montré une seule fois (campagne de septembre 2002, traitement à 8l.ha⁻¹) une modification évidente de la dynamique du peuplement pouvant être attribuée au B.t.i. Les tableaux ci-dessous montrent qu'aucun effet statistiquement significatif ne peut être mis en évidence sur les valeurs de richesses taxinomique (Tableau II.22). En ce qui concerne l'équitabilité, le test est significatif dans le cas des traitements à 3l.ha⁻¹, qui entraîne sur les 5 observations une augmentation de l'équitabilité (Tableau II.23). Cependant hormis le dernier cas, les écarts de valeurs entre T0-1 et T0+2 sont relativement faibles, cet effet significatif semble donc plus relever du hasard que d'un effet du B.t.i.

Tableau II.22: Comparaison par un test de Wilcoxon sur des paires appariées de la richesse avant et après traitement pour chacune des 3 doses. Les 5 campagnes jouent le rôle de réplicats.

	Richesse 0l.ha ⁻¹		Richesse 3l.ha ⁻¹		Richesse 8l.ha ⁻¹	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
PE-Sept 2000	4	3	5	4	-	-
SC-Sept 2000	3	2	4	6	-	-
Sansouire-Juin 2001	12	11	8	9	11	11
SC-Oct 2001	5	9	8	5	5	5
Sansouire Sept 2002	4	7	5	6	6	5
Test	t = 6, p=0,68 NS		t = 7, p=0,89 NS		-	

Tableau II.23: Comparaison par un test de Wilcoxon sur des paires appariées de la richesse avant et après traitement pour chacune des 3 doses. Les 5 campagnes jouent le rôle de réplicats. Les valeurs en rouge sont les résultats significatifs.

	Equitabilité 0 l.ha ⁻¹		Equitabilité 3 l.ha ⁻¹		Equitabilité 8 l.ha ⁻¹	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
PE-Sept 2000	0,8	0,6	0,51	0,55	-	-
SC-Sept 2000	0,67	0,27	0,65	0,75	-	-
Sansouire-Juin 2001	0,37	0,34	0,42	0,43	0,41	0,39
SC-Oct 2001	0,91	0,9	0,71	0,8	0,95	0,96
Sansouire Sept 2002	0,41	0,77	0,35	0,73	0,27	0,78
Test	t = 4, p=0,34 NS		t = 0,0, p=0,043 **		t = 2, p=0,7 NS	

En ce qui concerne l'approche populationnelle, nous avons calculé les taux de croissance des Diptères chironomidés entre T0-1 et T0+2 dans chacune des parcelles (Tableaux II.24, 25,26) et nous les comparons deux à deux par un test non paramétrique U de Mann-Whitney (Tableau II.27).

Tableau II.24: Taux de croissance entre T0-1 et T0+2 dans les parcelles témoin

	T0-1	T0+2	Taux de croissance
PE-Sept 2000	3600	8200	10
<i>Sc-Sept 2000</i>	<i>2600</i>	<i>2100</i>	<i>-3</i>
Sansouire-Juin 2001	12142	16211	3
SC-oct 2001	1	333	738
Sansouire-Sept 2002	1	431	775

Tableau II.25: Taux de croissance entre T0-1 et T0+2 dans les parcelles traitée à 3l.ha⁻¹

	T0-1	T0+2	Taux de croissance
PE-Sept 2000	6400	13800	9
<i>Sc-Sept 2000</i>	<i>100</i>	<i>1200</i>	<i>54</i>
Sansouire-Juin 2001	15943	17914	1
SC-oct 2001	1	533	806
Sansouire-Sept 2002	1	431	775

Tableau II.26: Taux de croissance entre T0-1 et T0+2 dans les parcelles traitée à 8l.ha⁻¹

	T0-1	T0+2	Taux de croissance
Sansouire-Juin 2001	12381	24328	7
SC-oct 2001	1	67	509
Sansouire-Sept 2002	1	66	507

Le tableau ci-dessous montre qu'aucun effet n'est statistiquement significatif. Globalement, les taux de croissance entre T0-2 et T0+2 sont comparables même s'ils sont plus faibles dans la parcelle traitée à 8.lha⁻¹. Ceci s'explique par la variabilité des réponses enregistrées, d'une part et par la relative faiblesse du signal enregistré, d'autre part.

Tableau II.27: Résultats du test non paramétrique U de Mann-Whitney. La comparaison entre 0l.ha⁻¹ et 3l.ha⁻¹ porte sur 5 réplicats, la comparaison entre 0l.ha⁻¹ et 8 l.ha⁻¹ porte sur 3 réplicats, seulement.

Comparaison	0l.ha ⁻¹ /3l.ha ⁻¹	0l.ha ⁻¹ /8l.ha ⁻¹
test U	U=7, p=0,77 NS	U =3, p=0,51 NS

4. Etude en situation opérationnelle (Marais de Meyranne)

4.1. Présentation du site et du protocole expérimental

A l'intérieur du site d'étude, deux grandes parcelles ont été identifiées, la première située au Nord-Est (Figure II.39) est utilisée pour le traitement au *B.t.i.* (3 l.ha^{-1} , épandage par avion), la seconde située dans la partie Sud-Ouest est utilisée comme contrôle.

L'échantillonnage consiste en un échantillonnage aléatoire stratifié. Les points de prélèvement sont répartis au hasard dans chacun des trois grands types de milieu prédéfinis suivant la végétation et le niveau d'eau :

1- Pelouse à *Paspalum* avec un niveau d'eau maximum compris entre 10 et 20 cm.

2- Pleine eau avec herbiers immergés (Characées, ...), avec un niveau d'eau compris entre 40 et 60 cm.

3- Phragmites avec un niveau d'eau compris entre 20 et 40 cm.

Les surfaces relatives de chacun de ces milieux sont contenues dans le Tableau II.28, ci-dessous. Elles ont été obtenues à partir d'une photographie aérienne.

Tableau II.28 : Surface relative de chacun des types de milieu dans chaque parcelle.

	Paspalum	Phragmite	Pleine eau
Parcelle contrôle	20%	54%	25%
Parcelle à traiter	57%	35%	8%

La description des points de prélèvement est résumée dans les tableaux II.29 et 30 respectivement pour la campagne N° 1 et la campagne N° 2.

Campagne N°1 : Les prélèvements ont été réalisés en Septembre-Octobre 1999, aux dates suivantes :

- le 22-09 = T0-2 (2 jours avant traitement),
- le 27-09 = T0+3,
- le 13-10 = T0+19.

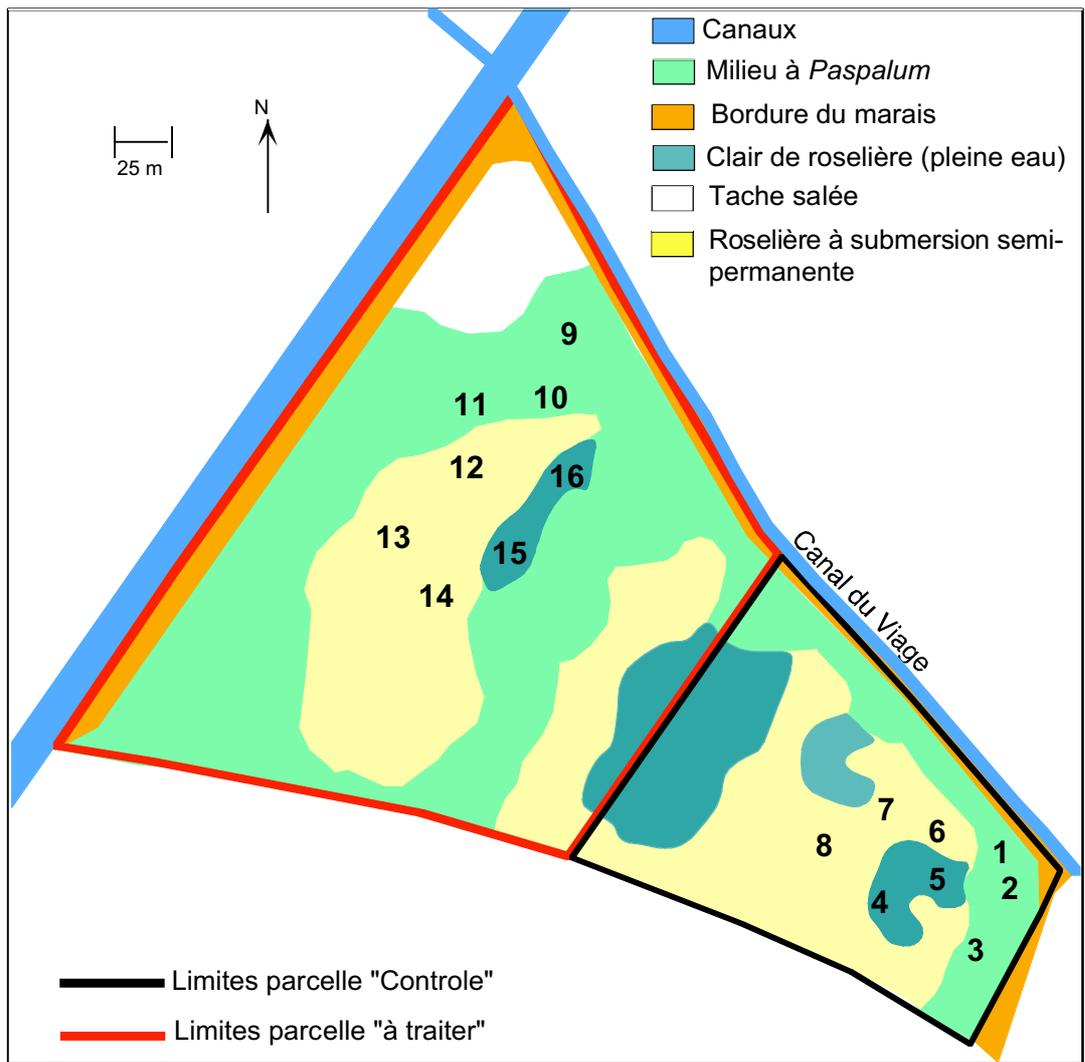


Figure 39 : carte Schématique des milieux aquatiques temporaires échantillonnés sur le site « Hors-parc » en septembre 1999 et août 2000.

Tableau 29A : Campagne N°1. Descriptif des points en zone non traitée (contrôle). On donne le type de milieu (Paspalum (P), Roselière à Phragmites (Ph), et pleine eau (E) avec Characées (Ch)) et la hauteur d'eau (en cm).

	1		2		3		4		5		6		7		8	
	Mil i eu	Ha ut eur														
22 /09/00 T0-2	P	20	P	35	P	20	E+Ch	40	E+Ch	50	Ph	20	Ph	25	Ph	40
27/09/00 T0+3	P	20	P	35	P	20	E+Ch	40	E+Ch	50	Ph	20	Ph	25	Ph	40
13/10/00 T0+19	P	20	P	35	P	15	E+Ch	30	E+Ch	30	Ph	15	Ph	30	Ph	30

Tableau 29B : Campagne N°1. Descriptif des points en zone à traiter. On donne le type de milieu (Paspalum (P), Roselière à Phragmites (Ph), et pleine eau (E)) et la hauteur d'eau en cm.

	9		10		11		12		13		14		15		16	
	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur	Mil i eu	Ha ut eur
22 Sept	P*	30	P	10	P	20	Ph	30	Ph	30	Ph	30	E	50	E	55
24 Sept	T R A I T E M E N T															
27-Sept	P*	30	P	10	P	20	Ph	30	Ph	30	Ph	30	E	50	E	55
13-Oct	P*	10	P	5	P		Ph		Ph		Ph	10	E	50	E	55

*Au point 9 : Le *Paspalum* est plus clairsemé et assez peu développé.

Campagne N°2 : Les prélèvements ont été réalisés entre Juillet et Septembre 2000. Les mises en eau de la parcelle "contrôle" et de la parcelle "à traiter" étant décalées, les dates d'échantillonnage ne sont pas les mêmes pour chacune des deux parcelles.

Tableau 30A: Campagne N°2. Descriptif des points en zone non traitée . Pour chaque station on donne le type d'habitat (Paspalum (P), Roselière à Phragmites (Ph), et pleine eau (E) avec ou sans Characées (Ch)) et la hauteur d'eau en cm.

	1		2		3		4		5		6		7		8	
	Mil i eu	Ha ut eur														
25 /07/00 Te+5	P	5	P	5	P	10	E+Ch	15	E+Ch	15	Ph	0	Ph	0	Ph	0
1/08/00 Te+12	P	10	P	10	P	15	E+Ch	20	E+Ch	20	Ph	<5	Ph	<5	Ph	<5
4/8/00 Te+16	P	15	P	15	P	15	E+Ch	30	E+Ch	30	Ph	10	Ph	10	Ph	10
14/8/00 Te+26	P	20	P	20	P	20	E+Ch	40	E+Ch	40	Ph	10	Ph	10	Ph	10
21/8/00 Te+33	P	30	P	30	P	30	E+Ch	50	E+Ch	50	Ph	20	Ph	20	Ph	20

Aucun prélèvement n'a été fait dans les phragmites le 25/07 et le 1/08, car ce milieu n'était pas en eau.

Tableau 30 B : Campagne N°2. Descriptif des points en zone à traiter. Pour chaque station on donne le type de milieu (Paspalum (P), Roselière à phragmite (Ph), et pleine eau (E) avec ou sans Characées (Ch)) et la hauteur d'eau.

	9	10	11	12	13	14	15	16
16/8/00 Te+4 = T0-1	P* <5	P <5	P <5	Ph <5	Ph <5	Ph <5	E 15	E 15
17/8/00 Te + 5 = T0	T R A I T E M E N T							
18/8/00 Te + 6 = T0 + 1	P* 10	P 15	P 20	Ph 10	Ph 10	Ph 10	E 40	E 35
21/8/00 Te+9 = T0+4	P* 10	P 15	P 20	Ph 10	Ph 10	Ph 10	E 40	E 35
4/9/00 Te+24 = T0+19	P* 25	P 30	P 30	Ph 20	Ph 20	Ph 20	E 70	E 75

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un filet Longeron, prenant en compte à la fois la lame d'eau et la couche de sédiment. Ce filet a un vide de maille de 300 µm et un diamètre de 20 cm. La méthode du "tipping" a été utilisée afin de pouvoir prélever dans tous les milieux de végétation et afin de limiter la fuite des macroinvertébrés face au filet. Cette méthode consiste à réaliser, sur 3 mètres de long, des points de prélèvement à l'aide du filet longeron, qui est successivement plongé dans l'eau puis remonté verticalement en surface, replongé puis remonté, etc...

4. 2. Résultats de la campagne n°1 (Automne 1999)

Un total de 50 taxons a été dénombré sur l'ensemble des 48 relevés analysés (Tableau II.31). Ces relevés sont dominés par 5 taxons (abondances relatives supérieures à 5 %) : les Chironomidés de la tribu des Chironomini représentent 28 % du peuplement, suivent les Baetidae (24 %), les Mollusques Physidae (22 %), les Orthoclaadiinae (11 %) et les Oligochètes (6,5 %).

Tableau II.31 : Liste des taxons identifiés sur la campagne de Septembre 1999, à Meyranne. Les codes sont ceux utilisés pour l'AFC.

TURBELLARIES	Planaire	Turb
MOLLUSQUES	Lymnaeidae	Lym
	Physidae	Phy
	Planorbidae	Pla
	Bithyniidae	Bit
	Hydrobiidae	Hyb
	Acroloxidae	Acr
	Valvatidae	Valv
OLIGOCHETES	Oligochetes	Oli
CRUSTACES	Orconectes limosus	Orc
	Asellidae	Ase
ARACHNIDES	Hydracariens	Hyd
DIPTERES	Chironomini	Chi
	Tanytarsini	Tat
	Tanypodinae	Tap
	Corynoneurinae	Cor
	Orthocladinae	Ort
	Chironome nymphe	NChi
	Stratiomydae larve	Str
	Dolichopodidae	Dol
	Tabanidae	Tab
	Dixidae (N+L)	DixN
	Chaoboridae	Cha
	Culicidae larve	Cul
	Anophèles L	AnoL
	autres Culicidae L	CucL
	Pupe Diptères	PDip
	Ceratopogonidae spp	Cer
COLEOPTERES	Dytiscidae A spp	DytA
	Dytiscidae L spp	DytL
	Hydrophilidae L	HphL
	Berosus L	Ber
	Hydrophilidae A	HphA
	Haliplidae A	Hal
	Helodidae L	LHel
	Elmidae	Elm
	Dryopidae	Dry
HETEROPTERES	Mesoveliidae	Msv
	Velidae	Vel
	Naucoridae A	Nau
	Corixidae L	Cox L
	Corixidae A	CoxA
ODONATES	Libellulidae	Lib
	Aeschnidae	Aes
	Larvules Anisoptères	AniL
	Platycnemidae	Plt
	Coenagrionidae	Coe
	Zygoptères larvules	ZygL
EPHEMERES	Caenidae	Cae

	Baetidae L	BaeL
--	------------	------

4.2.1. Abondance, richesse et équitabilité

Effet parcelle

Le tableau II.32 montre que, toutes dates confondues, les **abondances totales sont un peu plus** fortes dans la parcelle "à traiter" (63 contre 168 individus, en moyenne).

Richesse : comme pour l'abondance, la richesse de la parcelle à traiter est un peu plus élevée que celle de la parcelle "contrôle".

Équitabilité : le tableau 11 montre aucune différence entre les deux parcelles, en ce qui concerne l'équitabilité.

Conclusion : cet "effet parcelle" léger, souligne le fait qu'il est très difficile de trouver le "témoin" idéal et montre l'importance de réaliser un point "zéro" et de multiplier le nombre des réplicats.

Tableau II.32: Moyennes et écart-types (calculés sur 24 réplicats) de l'abondance, de la richesse et de l'équitabilité.

Parcelle		Abondance	Richesse	Équitabilité
Contrôle	Moyenne	63	7,5	0,7
	Ecart-type	116	3,5	0,3
A traiter	Moyenne	168	9,3	0,7
	Ecart-type	294	5,4	0,2

Effet du traitement

La figure II.40 montre que, dans la phragmitaie et en pleine eau, l'abondance ne semble pas diminuer sous l'effet du traitement. Dans le milieu à *Paspalum*, on observe une forte baisse des effectifs (dans un rapport de 1 à 5). Cependant cette chute ne semble pas être imputable au B.t.i., car elle existe aussi dans la parcelle « contrôle ».

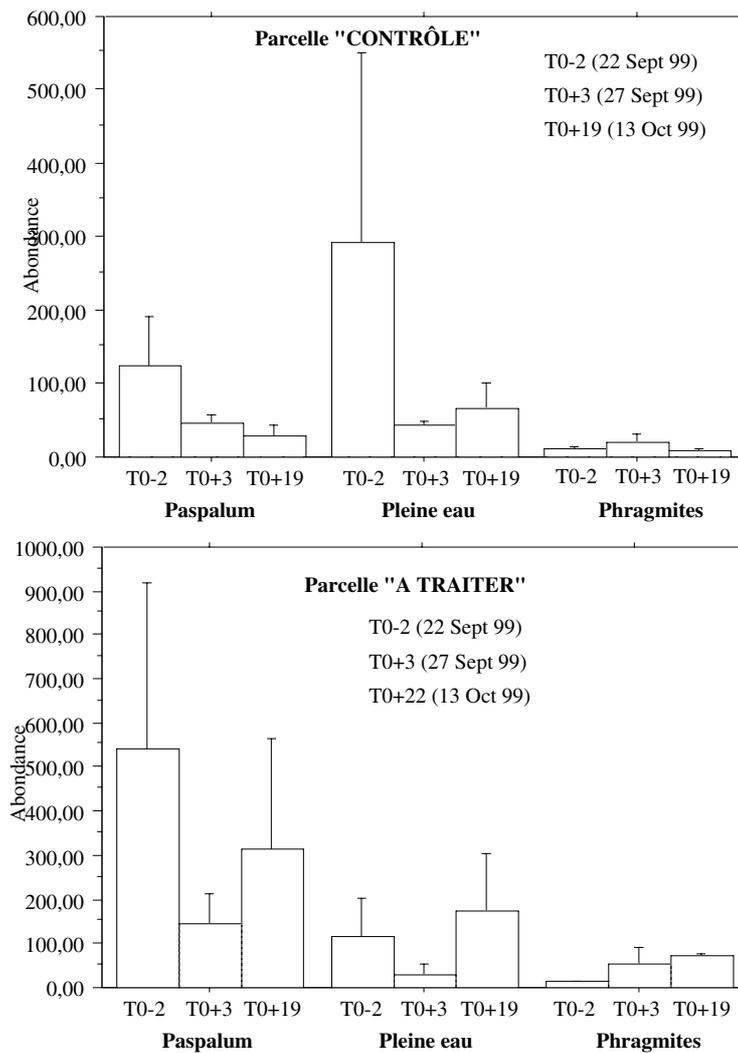


Figure II.40 : Dynamique temporelle de l'abondance dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas. En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard.

La figure II.41 confirme l'absence d'impact du traitement, la richesse des milieux de pleine eau et à Phragmites suit la même dynamique dans la parcelle traitée que dans la parcelle "contrôle". Comme pour l'abondance on observe dans le Paspalum une baisse de la richesse moyenne dans la parcelle traitée, alors qu'elle augmente dans la parcelle témoin.

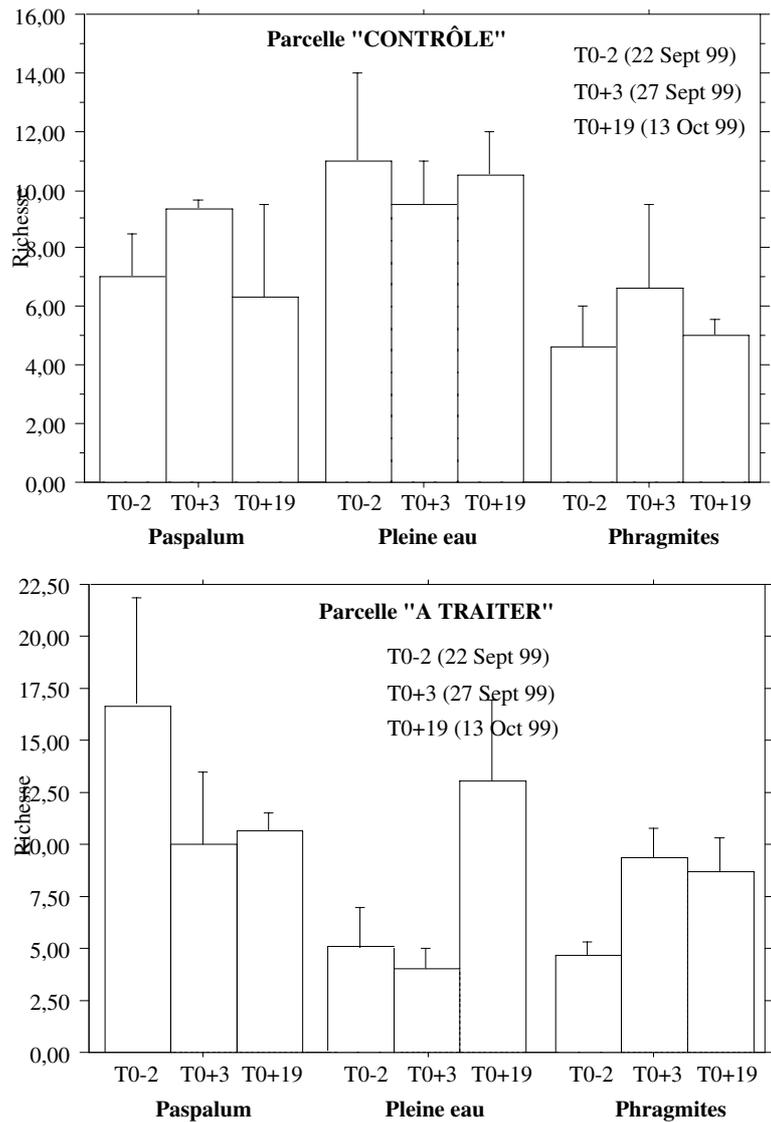


Figure II.41 : Dynamique temporelle de la richesse dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas. En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard.

La figure II.42 ne montre pas de réduction de l'équitabilité.

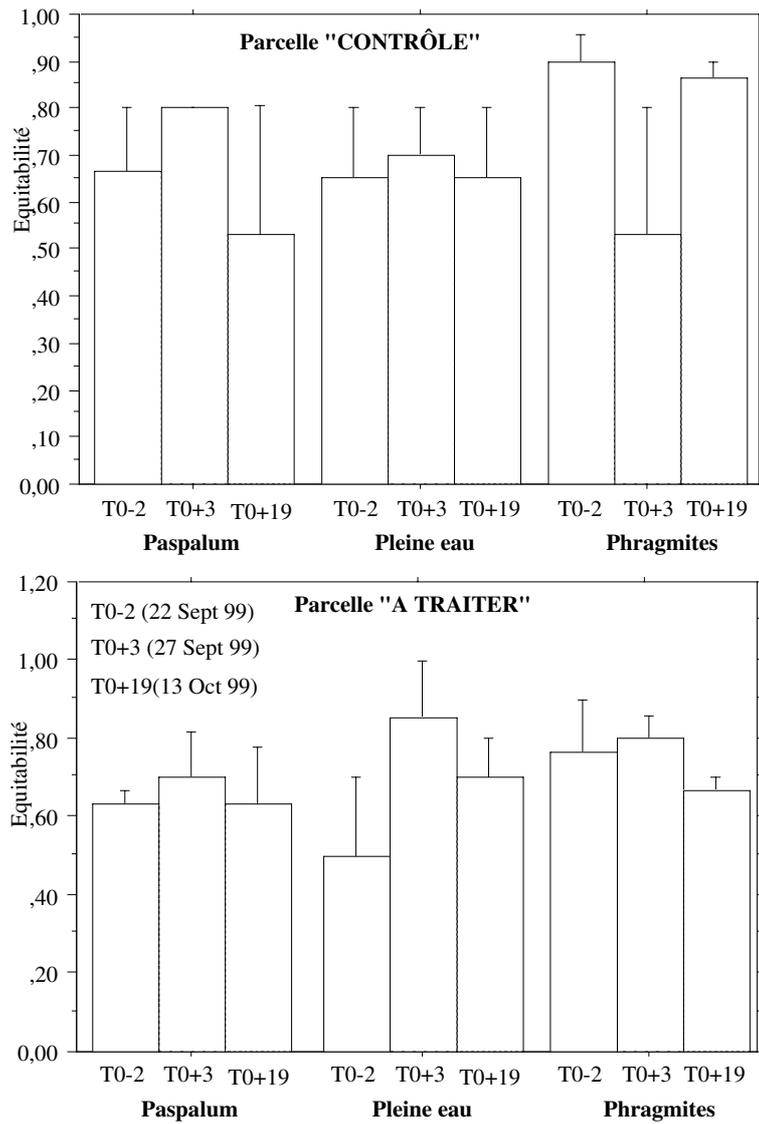


Figure II.42 : Dynamique temporelle de l'équitabilité dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas. En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard.

4.2.2. Structure du peuplement et taxons dominants

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée après élimination des taxons rares (en gris, Tableau II.31), sur un tableau croisant 38 taxons et 48 relevés.

Les axes F1 et F2 issus de l'AFC intra-habitat (6 classes = 2 parcelles X 3 milieux) résument un quart de la variabilité totale de l'ensemble des relevés. L'axe F1 oppose les relevés de la phragmitaie en parcelle "à traiter", à l'ensemble des autres relevés (Figure II.43A). Cette opposition est principalement due à la faiblesse des effectifs et à la présence des larves d'Helodidae (Figure II .43B) qui semblent caractéristiques de ce milieu. Sur cet axe les autres relevés sont pratiquement tous alignés, ce qui montre une grande stabilité.

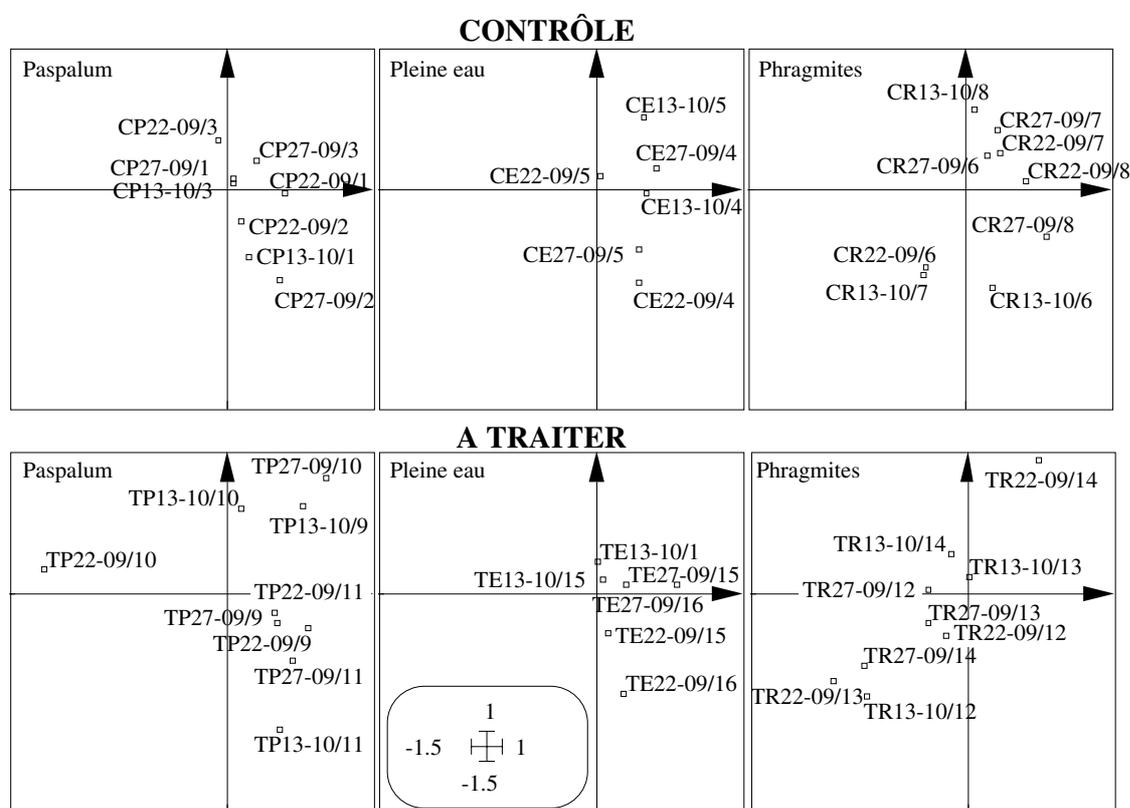
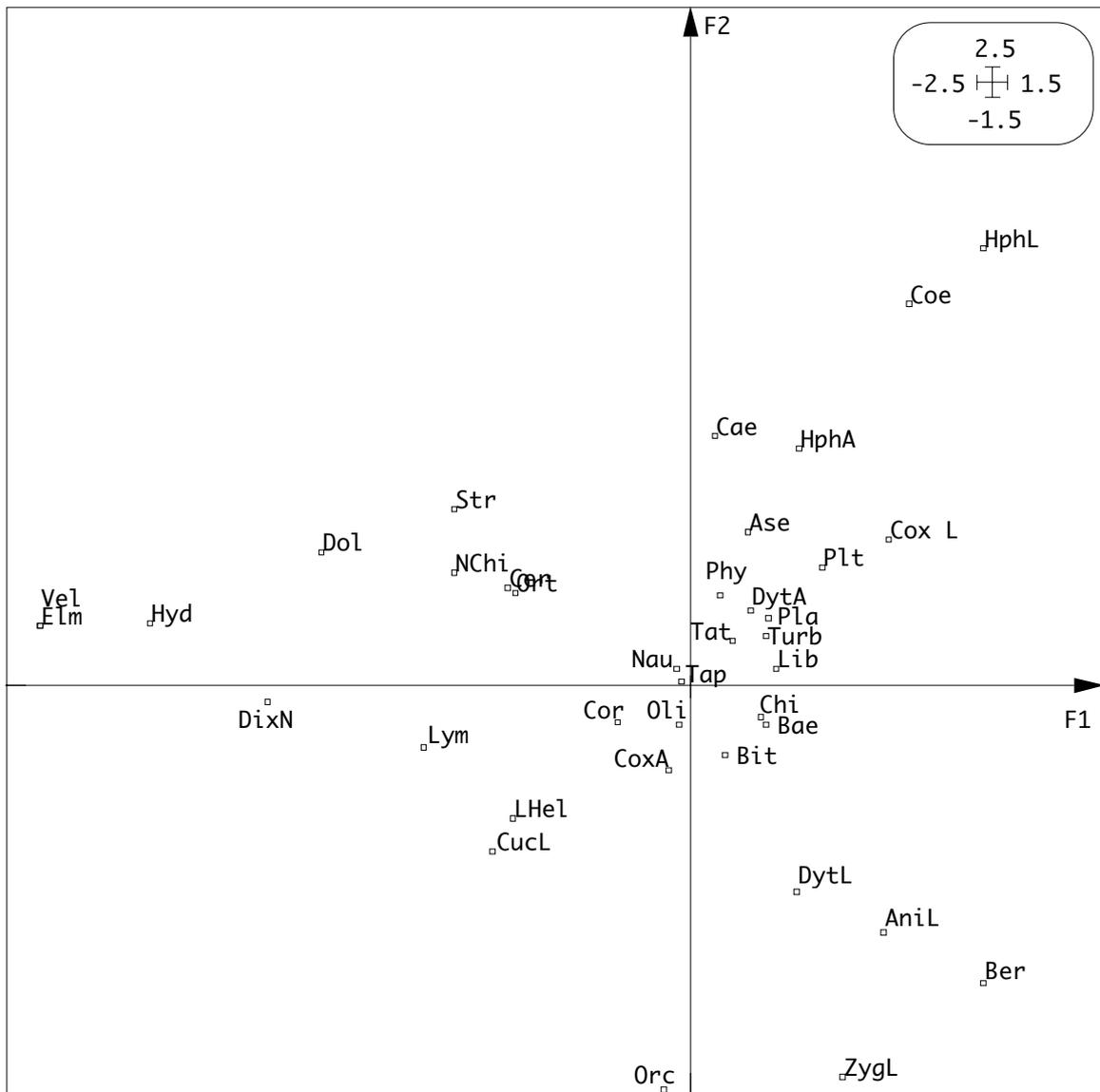


Figure II.43A : cartes factorielles des relevés issues d'une AFC intra-habitat réalisée sur le tableau II.31 .

Sur l'axe F2, les relevés s'opposent selon leur contenu en prédateurs : Hydrophilidae (adultes et larves) et Coenagrionidae, sur la partie positive et larves d'Odonates, de Dytiscidae et de *Berosus*, sur la partie négative (Figure II.43B).

Il apparaît donc aucun effet date et ce, aussi bien dans la parcelle "contrôle" que dans la parcelle "à traiter". On ne peut donc pas parler d'un effet traitement sur la structure du peuplement.



L'étude de la dynamique temporelle des taxons dominants confirme l'absence d'impact du traitement sur les Baetidae et les Chironomini (Figures II.44 et 45).

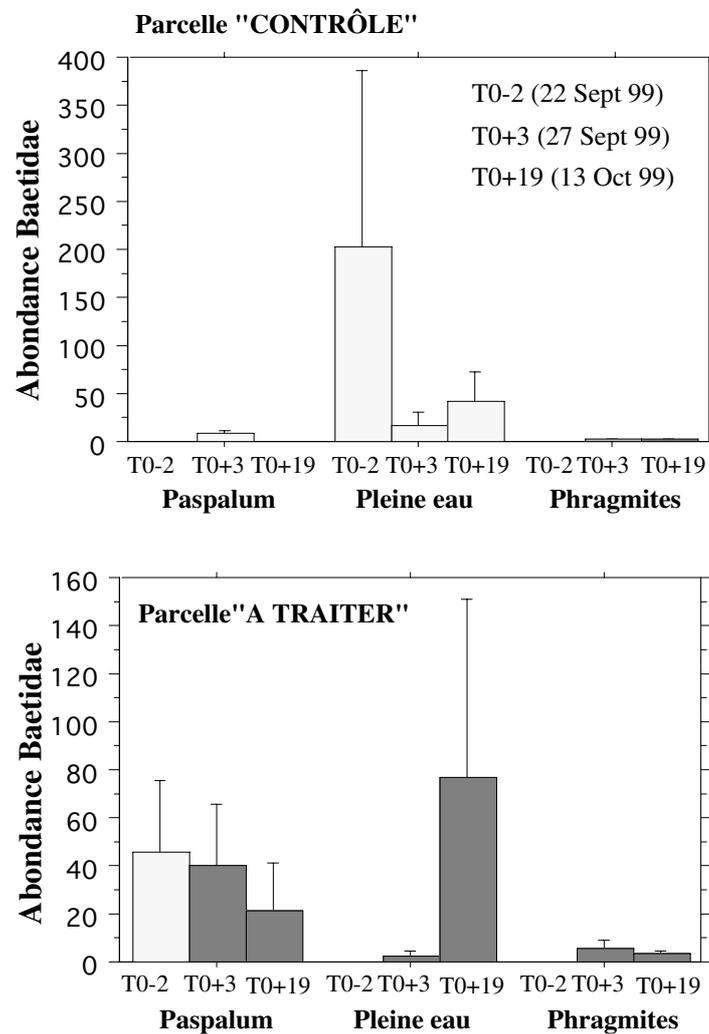
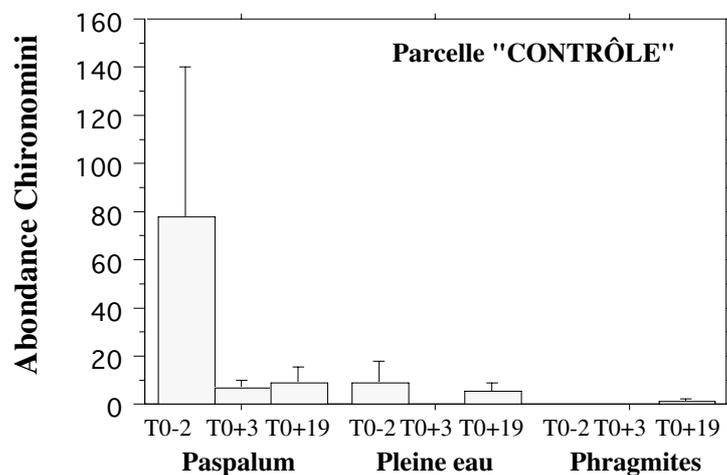


Figure II.44 : Dynamique temporelle des Baetidae. Les histogrammes relatifs aux relevés suivant le traitement sont en foncé. Les barres représentent l'erreur standard.



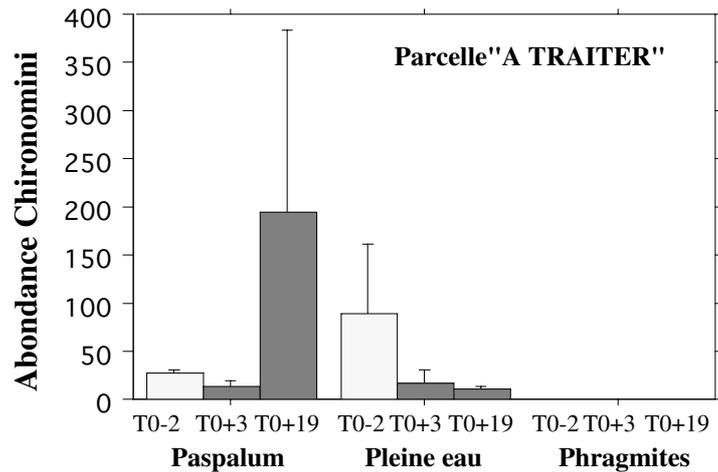


Figure II.45 : Dynamique temporelle des Chironomini. Les histogrammes relatifs aux relevés suivant le traitement sont en foncé. Les barres représentent l'erreur standard.

Conclusion sur l'effet du traitement (Meyranne, campagne N°1)

Pour cette première campagne, hors parc, le peuplement du marais de Meyranne paraît relativement stable à la vue des 48 relevés et des 5566 individus considérés.

On n'observe pas de dynamique temporelle de mise en place du peuplement. Le peuplement est stable et mature et ce, aussi bien dans la parcelle "contrôle" que dans la parcelle "à traiter". Ceci s'explique par le fait que la mise en eau est déjà ancienne.

A noter que le léger effet parcelle peut-être dû à une mise en eau différée dans la parcelle à traiter.

Sur ce peuplement en voie de maturation, ne comportant pas d'*Aedes*, il n'y a donc pas d'effet traitement immédiatement observable.

4.3. Résultats de la campagne n°2

Un total de 39 taxons a été dénombré sur l'ensemble des 56 relevés analysés (Tableau II.33). Ces relevés sont dominés par 3 taxons (abondances relatives supérieures à 5 %) : les Baetidae représentent 50 % du peuplement suivent, les *Aedes*, avec 20% de premiers stades (L1-2) et 12% de stades 3 et 4. Les Chironomidés de la tribu des Chironomini arrivent en quatrième position, mais avec seulement 4,4%.

Tableau II.33 : Liste des taxons identifiés sur la campagne d' Aout 2000, à Meyranne. Les codes sont ceux utilisés pour l'AFC.

TURBELLARIES	Planaire	
MOLLUSQUES	Lymnaeidae	Lym
	Physidae	Phy
	Planorbidae	
	Bithyniidae	
	Valvatidae	
OLIGOCHETES	Oligochetes	Oli
CRUSTACES	Orconectes limosus	Orc
	Asellidae	Ase
CRUSTACES	Orconectes limosus	
DIPTERES	Chironomini	Chi
	Tanytarsini	Tat
	Tanypodinae	Tap
	Corynoneurinae	Cor
	Orthocladinae	Ort
	Chironome nymphe	NChi
	Ceratopogonidae	Cer
	Stratiomyidae larve	Str
	Sirphidae	Sir
	Chaoboridae	
	<i>Aedes</i> L1-2	AeL1
	<i>Aedes</i> L3-4	AeL3
	<i>Aedes</i> N	AeN
	autres Culicidae larves	
	Anophèles L	AnoL
COLEOPTERES	Dytiscidae A spp	DytA
	Dytiscidae L spp	DytL
	Dytiscidae L Hydroporinae	HpnL
	Dytiscidae L Graphoderus	GrpL
	Guignotus A	GuiA
	autres Hydrophilidae larve	HphL
	Enochrus L	EnoL
	Berosus L	BerL
	Helodidae L	LHel
HETEROPTERES	Corixidae L	CoxL
	Corixidae A	CoxA
ODONATES	Larvules Anisoptères	AniL
	Zygotères larvules	ZygL
EPHEMERES	Baetidae	BaeL

4.3.1. Abondance, richesse et équitabilité

Effet parcelle

A la vue des résultats de la première campagne, et de façon à suivre la mise en eau, il nous est apparu essentiel de décaler le suivi dans la parcelle "contrôle" par rapport à celui effectué dans la parcelle "à traiter". De ce fait, il n'apparaît aucun effet parcelle sur l'abondance et sur l'équitabilité (Tableau II.34 et Figure II.46 et 47). En revanche la richesse taxinomique reste plus faible dans la parcelle à traiter par rapport à la parcelle "contrôle".

Tableau II.34 : Moyennes et écart-types de l'abondance, de la richesse et de l'équitabilité. Les calculs sont réalisés respectivement sur 26 et 30 relevés, dans la parcelle "contrôle" et dans la parcelle "à traiter".

Parcelle		Abondance	Richesse	Equitabilité
Contrôle	Moyenne	221	10,5	0,5
	Ecart-type	218	3	0,2
A traiter	Moyenne	192	6,6	0,5
	Ecart-type	234	2,5	0,3

Effet du traitement

Abondance :

La figure 46 montre des dynamiques temporelles de l'abondance relativement différentes pour la parcelle "contrôle" et pour la parcelle "à traiter". Dans la parcelle "contrôle", les milieux à Paspalum et de pleine eau sont caractérisés par une augmentation des effectifs. Dans la parcelle "à traiter", les effectifs des relevés post-traitements sont supérieurs à ceux obtenus dans les relevés pré-traitement uniquement dans 3 cas sur 22.

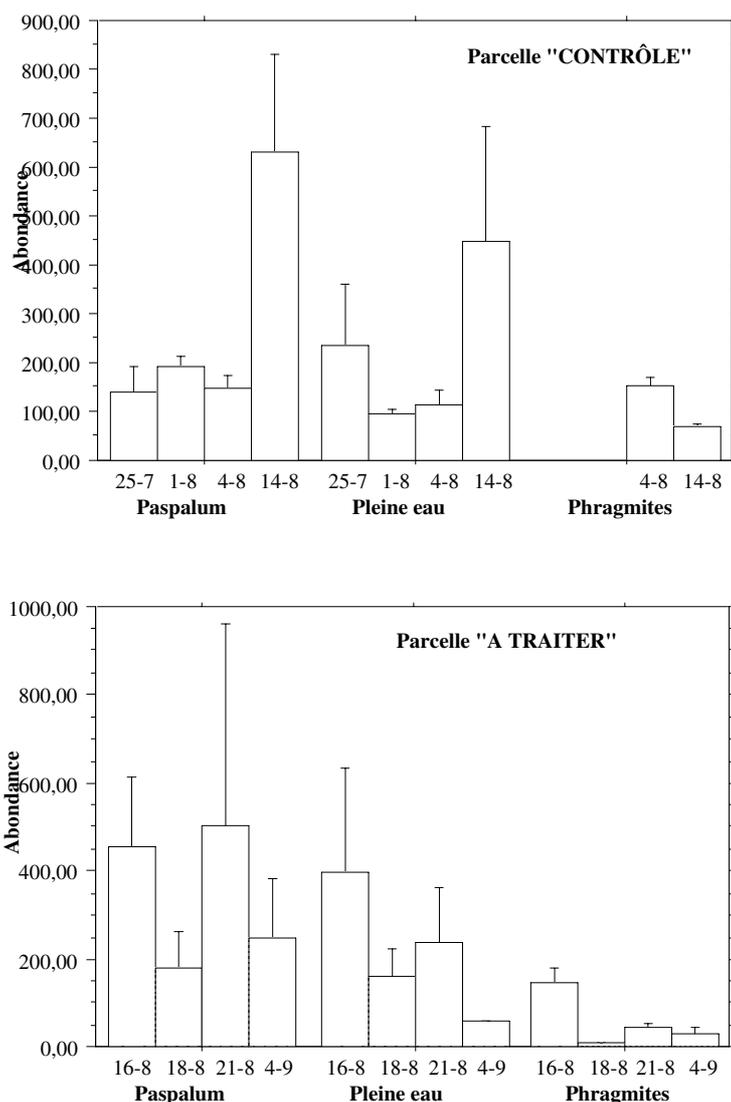


Figure II.46 : Dynamique temporelle de l'abondance dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas. En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

Richesse et équitabilité:

Les figures II.47 et II.48 montrent, comme précédemment, un décalage entre la parcelle à traiter et la parcelle "contrôle". La phase de colonisation, se caractérisant par une augmentation du nombre de taxons et de l'équitabilité, paraît plus nette dans la parcelle contrôle, et particulièrement pour le milieu à Paspalum.

Pour la richesse et l'équitabilité, comme pour l'abondance, la phragmitaie se distingue, par une pauvreté assez marquée, dans la parcelle à traiter. Cette pauvreté entraîne en revanche une bonne répartition des effectifs, ce qui induit des valeurs d'équitabilité fortes.

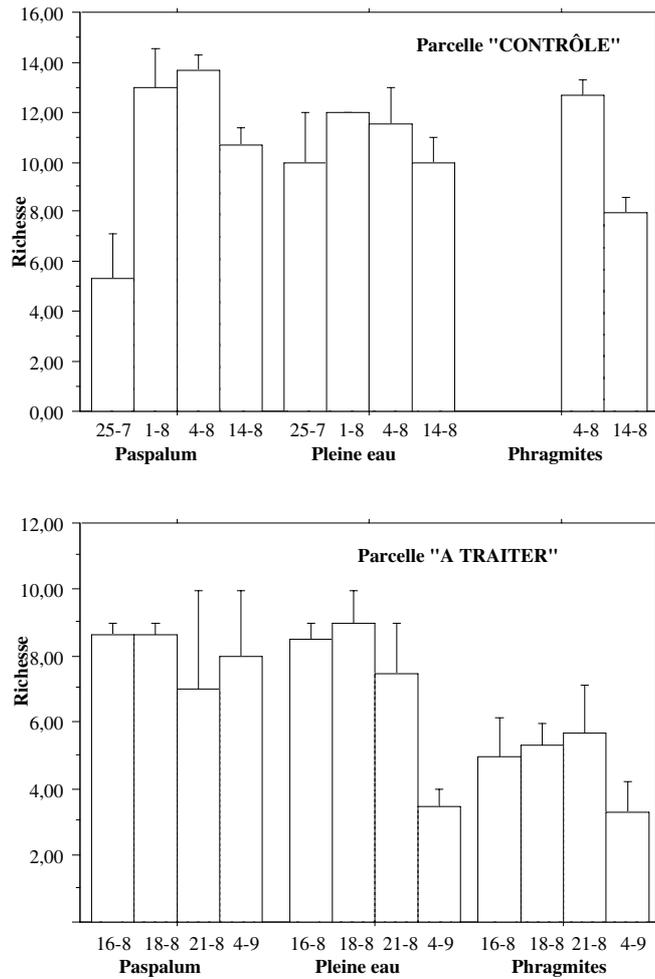


Figure II.47 : Dynamique temporelle de la richesse dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas . En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

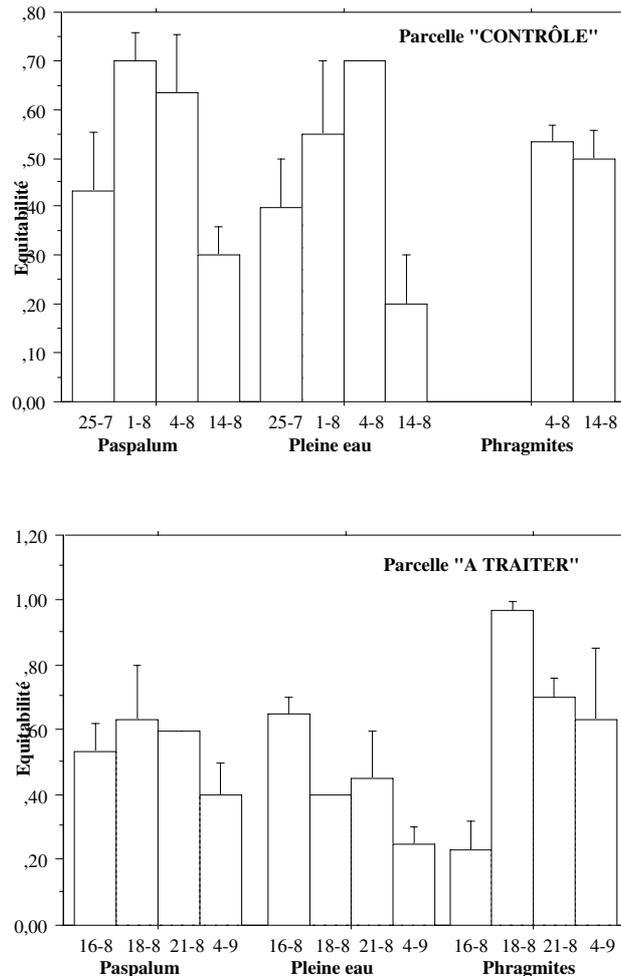


Figure II.48 : Dynamique temporelle de l'équitabilité moyenne dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas. En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

1.3.2.2.2. Structure du peuplement et taxons dominants

L'Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée, après élimination des taxons rares (en gris dans le tableau II.33), sur un tableau croisant 32 taxons et 56 relevés.

Le plan F1xF2 (Figures II.49 A et B) résume 31% de la variabilité totale. Dans la parcelle contrôle, la maturation du système est très nette pour les milieux à Paspalum et de pleine eau. Les deux quadrants de droite contiennent les relevés suivant immédiatement la mise en eau, ces relevés du 25-07 sont caractérisés par la présence en grand nombre d'*Aedes*, accompagnés d'autres taxons, prédateurs (adultes de *Guignotus*, et autres *Dytiscidae* spp., larve d'*Hydrophilidae* et adultes de *Corixidae*). Puis les *Baetidae* se développent et remplacent

les *Aedes* qui émergent rapidement (1 stade par jour en été), les relevés sont alors contenus dans les quadrants inférieurs (axe F2 négatif). La maturation du système prend forme avec l'apparition des prédateurs Odonates (Larvules d'Anisoptères et de Zygoptères, de *Berosus* et de *Tanypodinae*).

Dans la parcelle à traiter, la dynamique de maturation du système est la même, mais un peu moins marquée, les relevés des 16, 18 et 21 sont assez semblables et s'opposent aux relevés du 4-09 ne contenant plus d'*Aedes*.

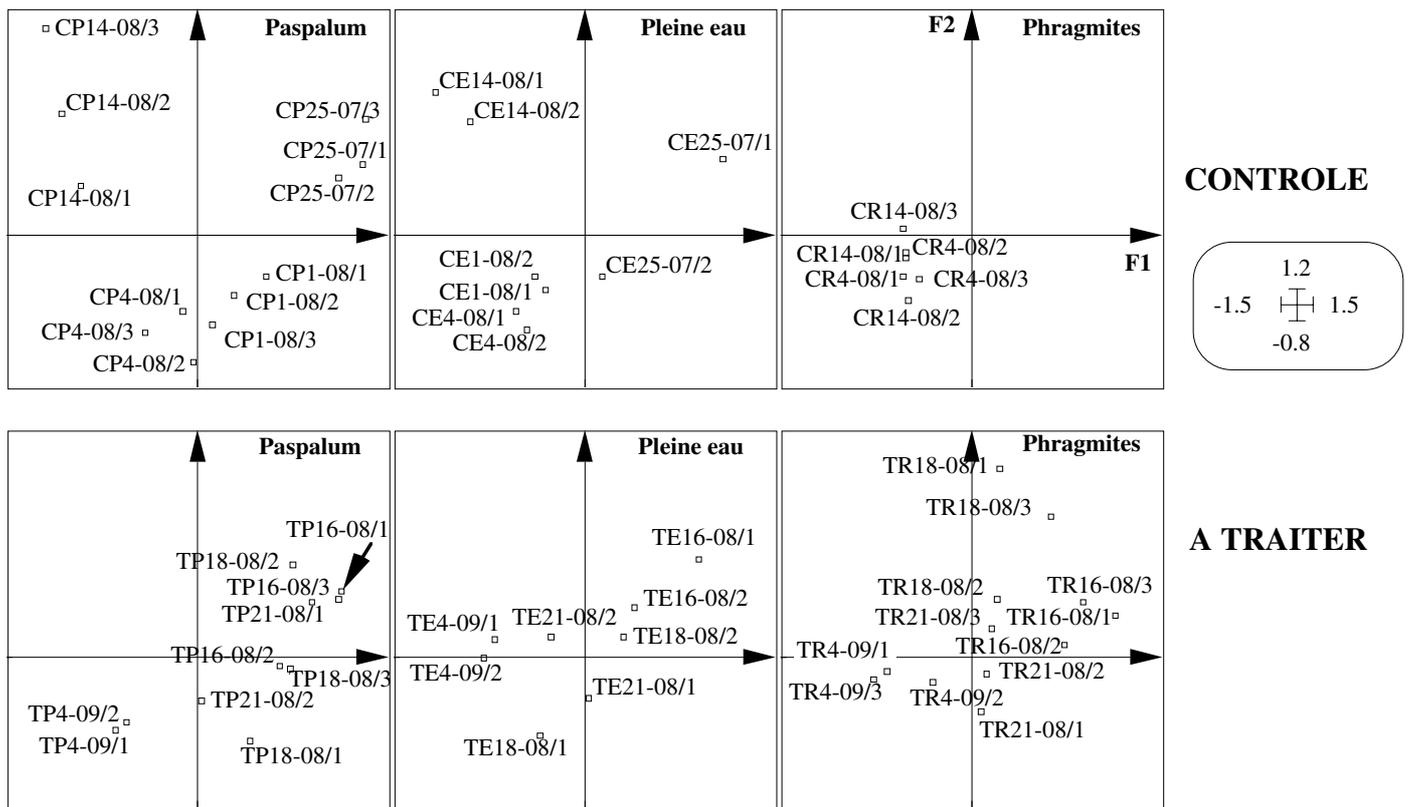


Figure II.49 A : cartes factorielles des relevés issues d'une AFC intra-habitat réalisée sur le tableau.

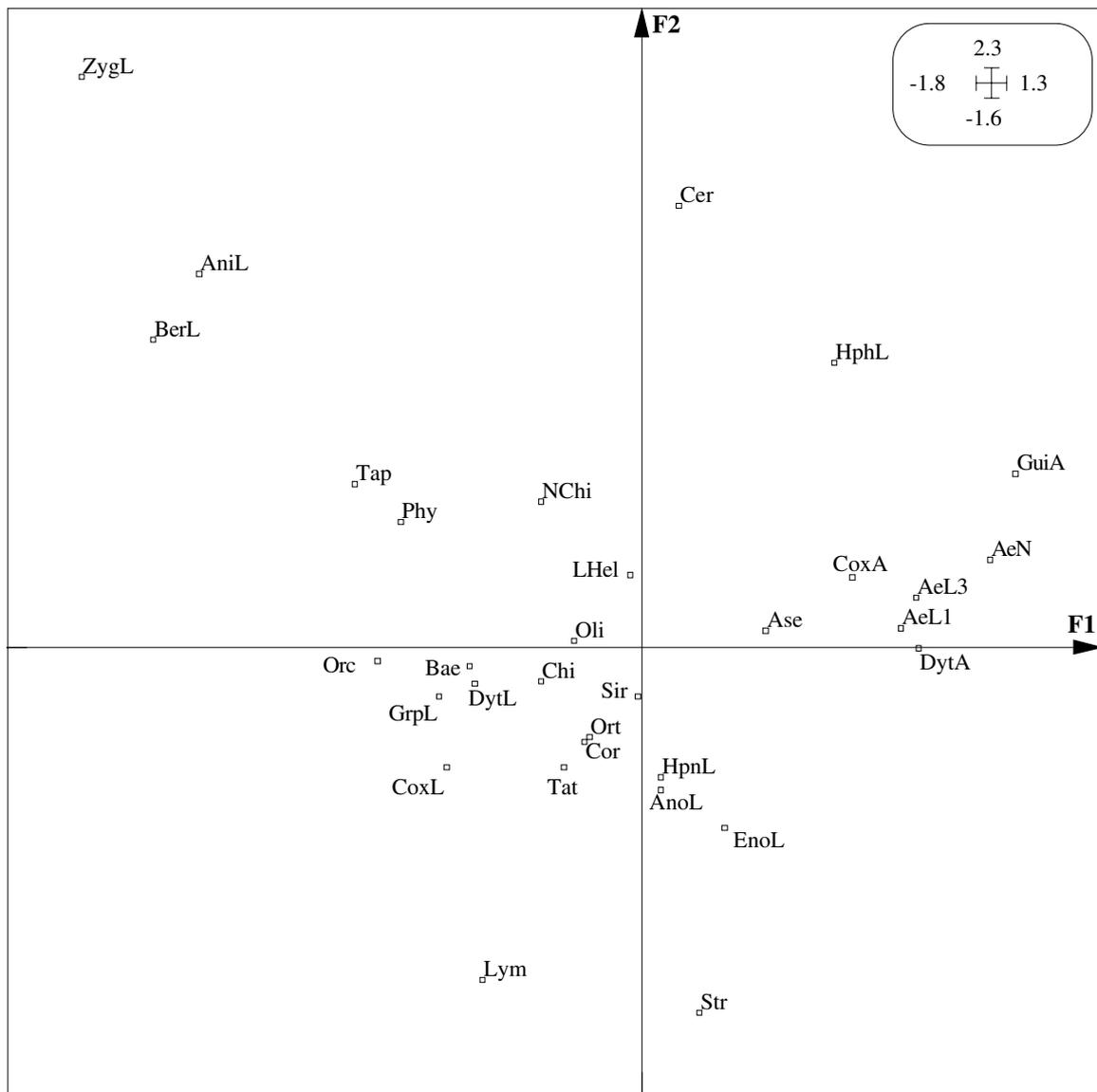


Figure II.49 B: carte factorielle des taxons issue d'une AFC intra-habitat réalisée sur le tableau consigné dans le tableau II. 33.

Le suivi de la dynamique des premiers stades d'*Aedes* (Figure II.50) met en évidence des variations significatives dans le temps uniquement dans la parcelle « à traiter ». Ceci est dû au traitement qui élimine principalement les larves de premier et second stades.

Nos résultats montrent, de plus, que dans ce type de marais, les éclosions existent dans l'ensemble des milieux (Paspalum, pleine eau et phragmites). Ces éclosions se succèdent dans le milieu à Paspalum, sur toute la période de montée des eaux, et ce aussi bien dans la parcelle contrôle que dans la parcelle "à traiter" (ceci explique pourquoi il reste des *Aedes* après traitement). Cela signifie que dans ces marais, ce n'est pas un traitement, mais plusieurs d'affilées qu'il faudrait envisager, principalement, dans le milieu à Paspalum.

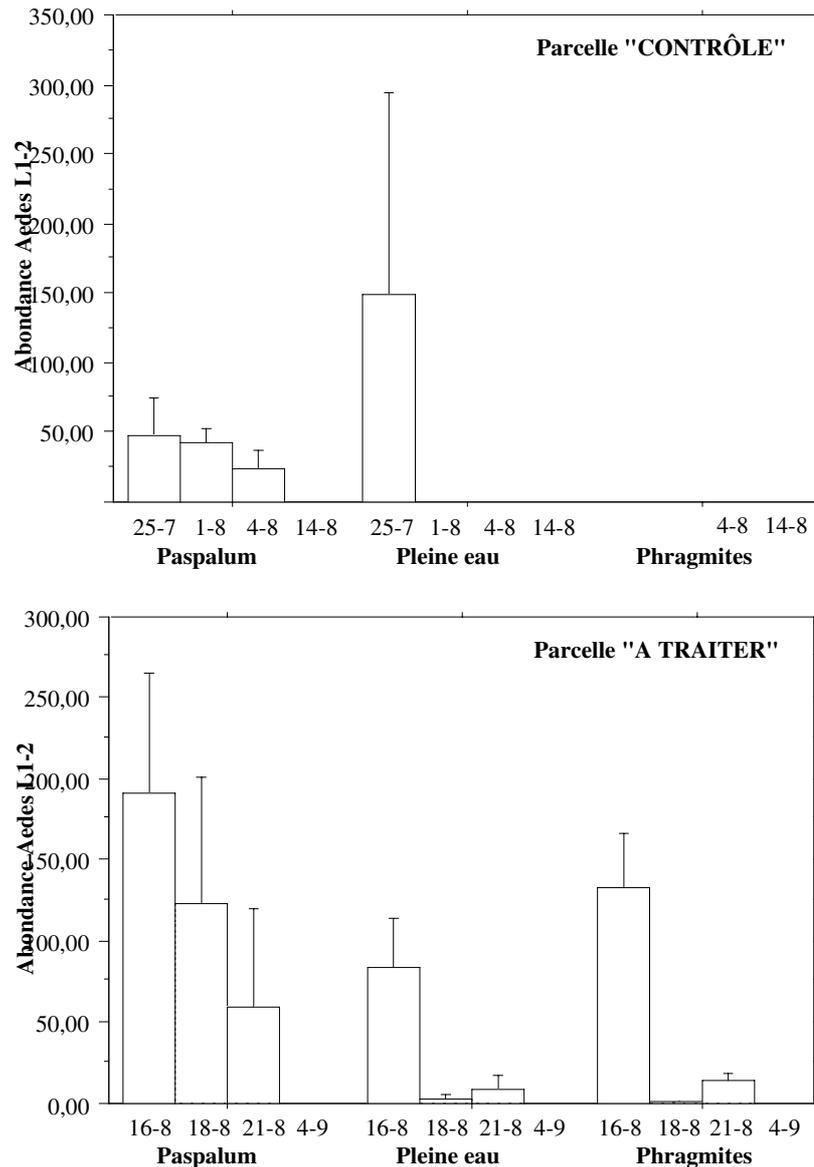


Figure II.50 : Dynamique temporelle de l'abondance moyenne des premiers stades d'*Aedes* (L1-2), dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas . En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

Le suivi des derniers stades d'*Aedes* (Figure II.51) met en évidence des variations spatio-temporelles dans chacune des deux parcelles.

En ce qui concerne la faune non cible, la dynamique des Baetidae (Figure II.52) est nettement plus marquée dans la parcelle "contrôle" que dans la parcelle à traiter, cette modification de la dynamique pourrait être due à un léger effet du *B.t.i.* sur les larvules d'Ephémères. Cet effet aurait cependant un effet très réduit sur le fonctionnement de l'écosystème, puisqu'il ne concerne pas des effectifs très élevés.

En ce qui concerne les Chironomini, présents majoritairement en pleine eau, il n'y a pas d'effet visible du traitement (Figure II.53).

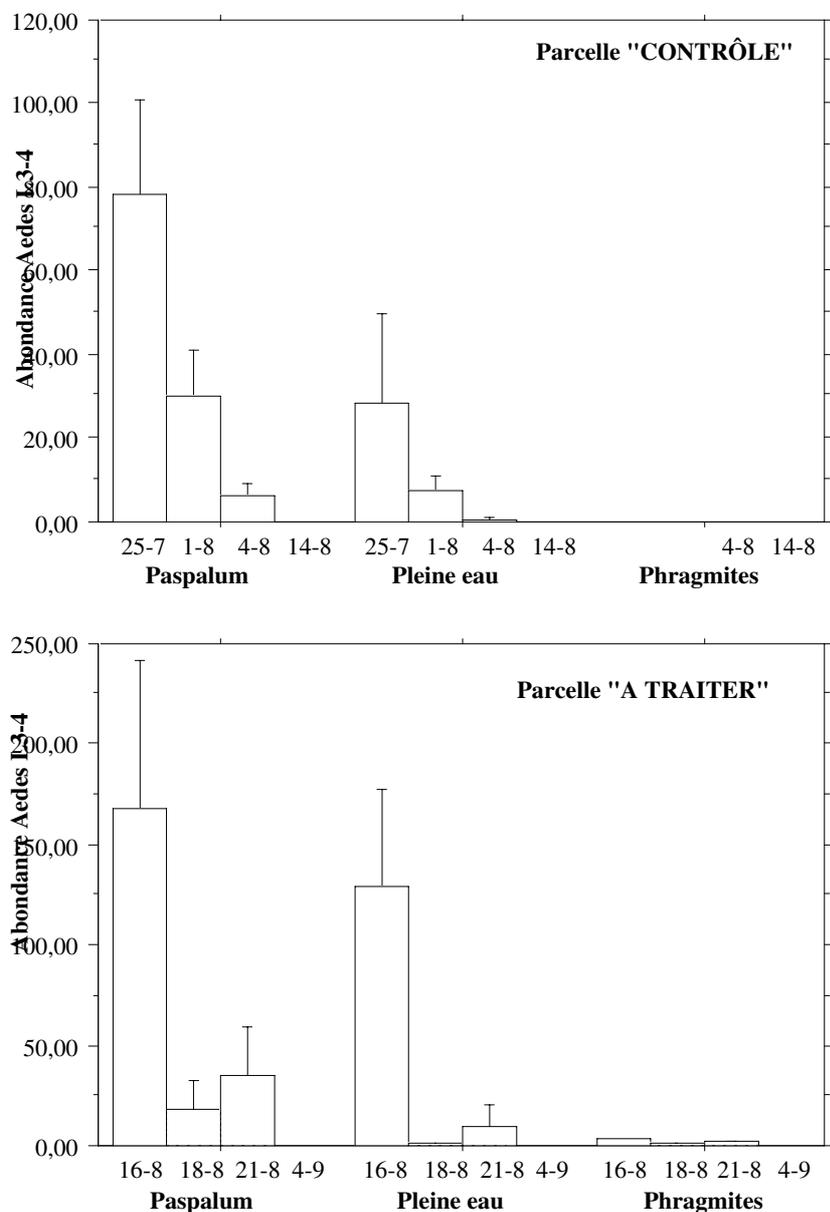


Figure II.51 : Dynamique temporelle de l'abondance moyenne des derniers stades d'*Aedes* (L3-4), dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas . En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

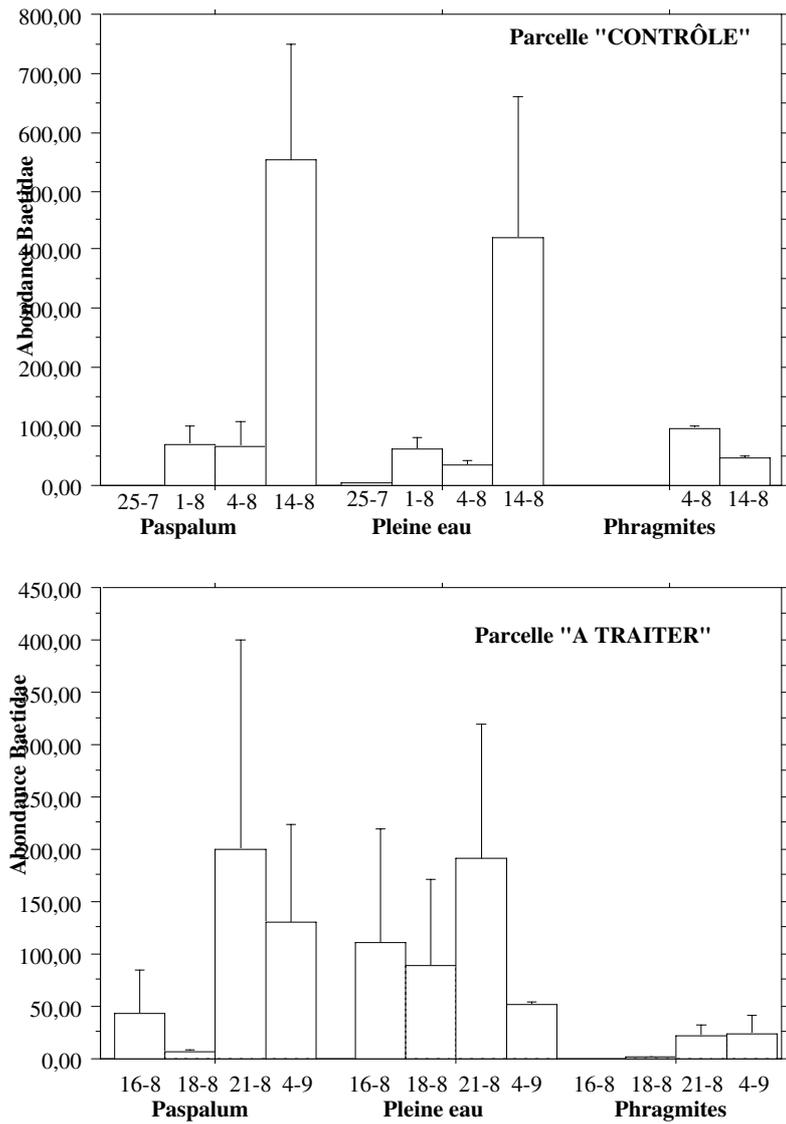


Figure II.52: Dynamique temporelle de l'abondance moyenne des larves de Baetidae, dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas . En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 réplicats).

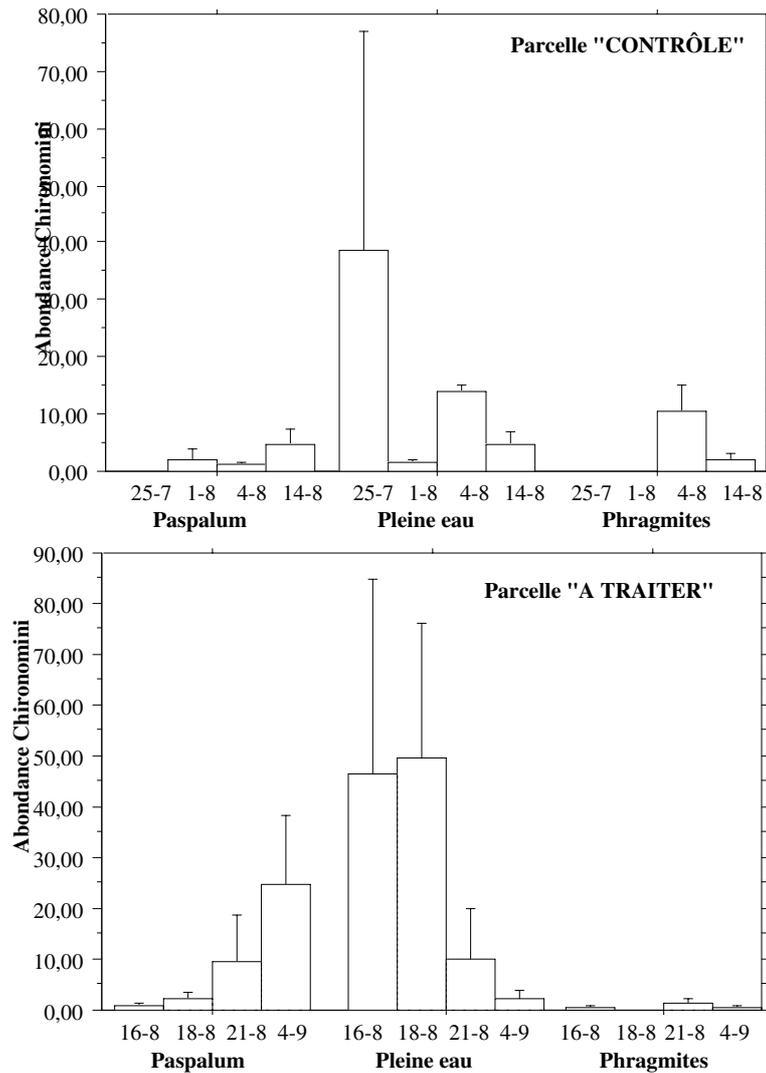


Figure II.53 : Dynamique temporelle de l'abondance moyenne des larves de Chironomini, dans la parcelle "contrôle", en haut et dans la parcelle "à traiter", en bas . En foncé, apparaissent les relevés après traitement. Les barres représentent l'erreur standard (calculée sur 3 répliquats).

Conclusion sur l'effet du traitement (Meyranne, campagne N°2)

Les résultats concernant cette seconde campagne de traitement au *B.t.i.* dans les marais de Meyranne, montrent que :

Abondance et richesse ont des dynamiques temporelles différentes dans la parcelle "contrôle" et dans la parcelle "à traiter". Plus précisément la dynamique temporelle est beaucoup moins marquée dans cette dernière parcelle.

Si on considère la distribution de l'ensemble des taxons (AFC), on observe des dynamiques de maturation similaires dans chacune des deux parcelles. Cette maturation se traduit par un remplacement des *Aedes* par les larves de Baetidae.

Cependant, la dynamique dans la parcelle à traiter, est moins nette. La croissance des Baetidae est moins claire et on n'observe pas le développement de taxons prédateurs tels que Larvules d'Anisoptères et de Zygoptères, de Berosus et de Tanypodinae. Cela s'explique en partie par un biais d'échantillonnage : les dates de prélèvement, réparties sur une vingtaine de jours, dans les deux cas, sont décalées dans le temps et surtout elle sont plus régulièrement espacées dans la parcelle "contrôle" que dans la parcelle à traiter.

Cependant un léger effet du *B.t.i.* n'est pas à éliminer, il concernerait des variations légères d'effectifs de larvules de Baetidae, ce qui pourrait éventuellement avoir un impact sur les réseaux trophiques et donc sur le développement des Odonates et autres prédateurs.

4.4. Conclusion sur l'effet du traitement dans les marais de Meyranne

Les deux campagnes de traitement au *B.t.i.* réalisées dans les marais de Meyranne ont concerné des peuplements différents : en voie de maturation en 1999, et en voie de colonisation en 2000.

Dans les deux cas, aucun effet traitement n'est apparu nettement évident, même si lors de la seconde campagne, le peuplement jeune semble être un peu plus perturbé que le peuplement déjà en place (première campagne).

5. Synthèse et conclusions

5.1. Comparaisons avec les résultats obtenus en 1989.

En 1989, Pont, travaillant sur un peuplement en place (15 jours après la mise en eau d'une scirpaie), a mis en évidence un effet significatif d'un traitement à 2l.ha^{-1} sur les densités larvaires de Diptères chironomidés à T0+5. Il a par ailleurs montré une réduction significative des densités d'émergence de Diptères chironomidés pour des doses de 4l.ha^{-1} et 8l.ha^{-1} .

Les résultats obtenus pour les traitements à 8l.ha^{-1} confirment partiellement ceux obtenus par Pont (1988), cette dose entraîne une modification du peuplement de chironomidés lors de la phase de colonisation. En revanche, sur les émergences du peuplement en place, nous n'observons pas d'effet négatif, ceci n'est pas totalement en désaccord avec les résultats de Pont (1988), car l'espèce dominante à Rousty, *Polypedilum nubifer*, est l'espèce qui n'était pas touchée par le B.t.i. lors de l'expérience de 1988. De plus les protocoles expérimentaux ne sont pas les mêmes : Pont traitait à l'intérieur des pièges à émergence, alors que nous avons d'abord traité la parcelle et ensuite placé les pièges.

Les résultats obtenus à 3l.ha^{-1} semble montrer une moindre sensibilité du peuplement de Diptères chironomidés par rapport à ce que Pont avait obtenu. Plus précisément, les situations ne sont pas tout à fait comparables car les cas pour lesquels nous étudions, tout comme Pont, un peuplement en place ne correspondent pas à un milieu de scirpaie.

Les résultats de ces deux études ne sont donc pas contradictoires, mais complémentaires et mettent en évidence la complexité du problème posé, due principalement à la variabilité des situations rencontrées (différence de végétation, différence de mise en eau, différence de peuplement de Diptères chironomidés).

5.2. Synthèse des résultats

Les algues comme les macroinvertébrés ont montré une forte variabilité spatiale, mettant l'accent sur la difficulté d'échantillonner ces milieux aquatiques temporaires.

L'étude des algues n'a pas montré de relation évidente avec les traitements au B.t.i., en particulier, nous n'avons pas constaté de prolifération due à la disparition des filtreurs que sont les *Aedes* et éventuellement d'autres taxons.

En ce qui concerne l'action du B.t.i. sur la faune non-cible, trois questions étaient posées :

1- la date du traitement influe-t-elle sur les réponses des différentes populations?

Les tableaux ci-après résument les résultats obtenus pour des peuplements en phase de colonisation (tableau II.34), et à maturité (tableau II.35). Il apparaît donc d'après ces deux tableaux que le peuplement en place est moins sensible au B.t.i. que le peuplement en phase de colonisation. En ce qui concerne ce dernier, nous constatons un effet négatif des traitements à 8l.ha⁻¹ sur la dynamique des populations de Diptères chironomidés (dans deux cas sur deux). Dans le cas le plus net, l'effet se fait sentir immédiatement après le traitement, dans le second cas l'effet se fait sentir entre T0+2 et T0+8, ce qui est plus discutable sachant que la rémanence du B.t.i. est faible.

L'effet des traitements à 3l.ha⁻¹ sur le peuplement en phase de colonisation est moins net, il semble exister dans 1 cas sur 4 à Rousty et 1 cas sur 3 à Meyranne.

Il existe donc un intervalle de temps assez court pour traiter les larves d'*Aedes* au début de leur développement (premier et second stades), avant que ne se développent les larvules de chironomidés, planctoniques et visiblement plus sensibles.

2- l'impact du B.t.i. est-il le même dans différents milieux temporaires de Camargue? Ceci revient à prendre en compte les différences de salinité et de temporalité existant d'un milieu à l'autre, et sera appréhendé par la diversité des habitats échantillonnés, caractérisés principalement par leur végétation.

La faune de macroinvertébrés échantillonnés dans chacun des deux sites est représentative de la faune des milieux aquatiques temporaires. A noter la différence assez marquée entre le site de Rousty, avec un développement de Diptères chironomidés important et celui de Meyranne à dominante constituée de Baetidae. **Il existe donc une variabilité à large échelle spatiale, de l'impact du B.t.i., les milieux pauvres en chironomidés étant normalement moins sensibles.**

En ce qui concerne la variation inter-habitats, notre étude montre que les faibles effets enregistrés à 3l.ha⁻¹ l'ont été dans des milieux de pleine eau, sans végétation ou à faible couvert végétal (*Paspalum* à Meyranne). Pour cette dose, l'effet du couvert végétal pourrait limiter l'action du traitement.

3- l'impact du B.t.i. varie-t-il en fonction du statut trophique des différentes espèces en présence ?

Notre étude n'a pas montré de modifications du fonctionnement trophique des marais temporaires.

Tableau 35 : Résumé des résultats obtenus sur le peuplement en phase de colonisation, en vert pas d'effet, en jaune un effet faible, en rouge un effet plus marqué.

Dose	Habitat	Date	Peuplement			Population Chironomidés	Fonctionnement trophique
			Richesse	Equitabilité	Dynamique		
1,5	Pleine eau (Rousty)	Sept 2000	faible pas d'effet	irrégulière pas d'effet	stable pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
1,5	Scirpaie (Rousty)	Sept 2000	faible pas d'effet	irrégulière pas d'effet	stable pas d'effet	dynamique due au Oligochètes pas d'effet	pas d'effet
3	Pleine eau (Rousty)	Sept 2000	faible pas d'effet	irrégulière pas d'effet	stable pas d'effet	effectifs en régression entre T0+2 et T0+8 mais toujours dominant	moins de consommateurs de sédiments fins
3	Scirpaie (Rousty)	Sept 2000	faible pas d'effet	irrégulière pas d'effet	stable pas d'effet	dynamique due au Oligochètes pas d'effet	pas d'effet
3	Scirpaie (Rousty)	Oct 2001	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	dynamique pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
3	Sansouire (Rousty)	Sept 2002	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	dynamique pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
3	Pleine eau (Meyranne)	Sept 2000	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet	-	pas d'effet
3	Paspalum (Meyranne)	Sept 2000	pas d'effet	pas d'effet	Dynamique moins marquée	-	moins de prédateurs (en proportion)
3	Phragmitaie (Meyranne)	Sept 2000	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet	-	pas d'effet
8	Scirpaie (Rousty)	Oct 2001	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	Dynamique pas d'effet	Croissance limitée	croissance réduite de mangeurs de sédiments fins
8	Sansouire (Rousty)	Sept 2002	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	Blocage jusqu'à T0+2	développement retardé	croissance réduite de mangeurs de sédiments fins

Tableau 36 : Résumé des résultats obtenus sur le peuplement à maturité

Dose	Habitat	Date	Peuplement			Population chironomidés	Fonctionnement trophique
			Richesse	Equitabilité	Dynamique		
3	Pleine eau (Meyranne)	Sept 1999	pas d'effet	pas d'effet	stable pas d'effet	-	pas d'effet
3	Paspalum (Meyranne)	Sept 1999	pas d'effet	pas d'effet	stable pas d'effet	-	pas d'effet
3	Phragmitaie (Meyranne)	Sept 1999	pas d'effet	pas d'effet	stable pas d'effet	-	pas d'effet
3	Sansouire (Rousty)	Juin 2001	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	stable pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
8	Sansouire (Rousty)	Juin 2001	faible, pas d'effet	forte pas d'effet	stable pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet

Références citées

- Anonyme. 1979. Data Sheet on the Biological Control Agent *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14. WHO/VBC/79.750 13pp.
- Ali, A., 1981. *Bacillus thuringiensis* serovar. israelensis (ABG-6108) against Chironomid and some nontarget aquatic Invertebrates. *Journal of invertebrate pathology* 38: 264-272.
- Ali, A., R. D. Baggs & J. P. Stewart, 1981. Susceptibility of some Chironomids and mosquitoes to various formulations of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*. *J. Econ. Entomol.* 74: 672-677.
- Ali, A., G. Majori, G. Ceretti, F. D'Andrea, M. Scattolin & U. Ferrarese, 1985. A chironomid (Diptera : chironomidae) midge population study and laboratory evaluation of larvicides against midges inhabiting the lagoon of Venice, Italy. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* 1: 63-68.
- Babinot, M. 1982. Promontoire oriental du Grand-Rhône (embouchure). Etude de la végétation et cartographie écologiques des aires culicidogènes à *Aedes* (O.) *caspius* en milieu instable. Thèse. Aix-Marseille. 226pp.
- Barjac, D. (1978): Toxicité de *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* pour les larves d'*Aedes aegypti* et d'*Anophèles stephensi*. -C. R. Acad. Sc. 286: 797-800.
- Bourrelly, P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. 1: les algues vertes. (eds.) Boubée, Paris, 511 p.
- Bourrelly, P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. 2: les algues jaunes et brunes. (eds.) Boubée, Paris, (1968) 438 p.
- Bourrelly, P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. 3: les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. (eds.) Boubée, Paris, (1970) 512 p.
- Charbonneau, C. S., R. D. Drobney & C. F. Rabeni, 1994. Effects of *Bacillus thuringiensis* var *israelensis* on nontarget benthic organisms in a lentic habitat and factors affecting the efficacy of the larvicide. *Environ Toxicol Chem* 13: 267-279.
- Charles, J. F. & C. Nielsen-LeRoux, 1996. Les bactéries entomopathogènes : mode d'action sur les larves de moustiques et phénomènes de résistance. *Annales de l'Institut Pasteur* 7: 233-245.
- Engler, S., J. Morawcsik, W. Schnetter & A. Krieg, 1980. Pilot-Versuch zur Bekämpfung von stechmückenlarven im Freiland mit einem UV-behandelten Präparat von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* *Anz. Schädlingsskde. Pflanzenschutz, Umweltschutz* 53: 181-184.
- Franquet, E., 1996 Occupation d'un espace fluvial par les Diptères chironomidés à l'aval du Rhône : répartition des espèces selon la nature du substrat et les conditions de débit. Lyon1. 147 pp.

- Franquet, E. & D. Pont, 1996. The methodology of using pupal exuviae as a descriptor of the chironomid (Diptera : Nematocera) communities of large rivers. *Archiv. Hydrobiol.* 138 : 77-98.
- Gabinaud, A., 1975. Ecologie de deux *Aedes* halophiles du littoral français: *Aedes* (O) *caspius* (O) (Pallas 1771) et *Aedes* (O) *detritus* (Haliday 1833) (Nematocera: Culicidae). utilisation de la végétation comme indicateur biotique pour l'établissement d'une carte écologique. Application en dynamique des populations. Thèse, Université de Montpellier.
- Gallagher, R., 1981. Assessment of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* as a biological agent for control of the pest mosquito *Aedes detritus*. Report of the School of hygiene and tropical Medicine.
- Goldberg, L. & J. Margalit, 1977. Bacterial spore demonstrating rapid larvicidal activity against *Anopheles sergentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex pipiens*. *Mosquito News* 37: 355-358.
- Harant, H., Rioux, J.A., 1953. Notes écologiques sur les Diptères Culicidés. I. La fiche biocoenotique. *Trav. Soc. Pharm. De Montpellier*, 13, pp. 66-70.
- Harant, H., Rioux, J.A., 1954. Note sur l'écologie des Diptères Culicidés. II. Biotopes des *Aedes* halophiles. *Anns. Ec. natn. Agric., Montpellier*, 29, 3/4, pp. 1-6.
- Honee, G. & B. Visser, 1993. The mode of action of *Bacillus thuringiensis* crystal proteins. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 69: 145-155.
- Kondo, S., M. Ohba & T. Ishii, 1992. Larvicid activity of *Bacillus thurengiensis* serovar *israelensis* against nuisance chironomid midges (Diptera : Chironomidae) of Japan. *Letters in applied microbiology* 15: 207-209.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Sübwasserflora von Mitteleuropa. Baccillariophyceae, 1. Teil : Naviculaceae. (eds.) Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 876 p.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. Sübwasserflora von Mitteleuropa. Baccillariophyceae, 2. Teil : Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. (eds.) Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 596 p.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Sübwasserflora von Mitteleuropa. Baccillariophyceae, 3. Teil : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. (eds.) Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 576 p.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991. Sübwasserflora von Mitteleuropa. Baccillariophyceae, 4. Teil : Achnanthaceae. (eds.) Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 437 p.
- Mahmood, F., 1998. Laboratory bioassay to compare susceptibilities of *Aedes aegypti* and *Anopheles albimanus* to *Bacillus thuringiensis* var. *Israelensis* as affected by their feeding rates. *J. Am. Mosq. Cont. Assoc.* 14: 69-71.

Maffei

- Miura, T., R. M. Takahashi & F. S. Mulligan III, 1980. Effects of the bacterial mosquito larvicide, *Bacillus thuringiensis* serotype H 14 on selected aquatic organisms. Mosq. News 40: 619-622.
- Mulla, M. S., B. A. federici & H. A. Darwazeh, 1982. Larvicid efficacy of *Bacillus Thuringiensis* serotype H14 against stagnant water mosquitoes and its effects on non target organisms. Environ. Entomol. 11: 788-795.
- Mulla, M. S., J. D. Chaney & J. Roadcharoen, 1990. Control of Nuisance aquatic midges (Diptera : Chironomidae) with the microbial larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in a man-made lake in southern california. Bull. Soc. Vector Ecol. 15: 176-184.
- Pont, D., 1989. Impact prévisible d'une opération de démoustication au B.t.i. sur la faune des milieux aquatiques de haute-Camargue. Rapport, 99pp.
- Pont, D., E. Franquet & J. N. Tourenq (1999): Impact of Different *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Treatments on a Chironomid (Diptera Chironomidae) Community in a temporary Marsh. -Journal of Economic Entomology 92: 266-272.
- Purcell, B. H., 1981. effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on *Aedes taeniarhynchus* and some non target organisms in the salt marsh. Mosq. News 41: 476-484.
- Roadcharoen, J., M. S. Mulla & J. D. Chaney, 1991. Microbial larvicides for the control of nuisance aquatic midges (Diptera : chironomidae) inhabiting mesocosms and man-made lakes in California. J. Am. Mosq. Cont. Assoc. 7: 56-62.
- Schaefer, C.H., F.S. Mulligan and W.H. Wilder. 1980. Operational Evaluations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Toxin. Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif. pp. 53-54.
- Schnetter, W., C. Aly, S. Engler & J. Morawcsik, 1980. The efficacy of *Bacillus thuringiensis israelensis* against mosquito and non-target organisms in the upper Rhine Valley.(eds), XVI Intern. Congress of Entomology: 6p.
- Schnetter, W., S. Engler, J. Morawcsik & N. Becker, 1981. Wirksamkeit von *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* gegen stechmückenlarven und nontarget-Organismen. Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 2: 195-202.
- Sheeran, W. & S. W. Fisher, 1992. The effects of agitation, Sediment, and competition on the persistence and efficacy of *Bacillus thuringiensis* var. *israelinsis* (*B.t.i.*). Ecotoxicology and environmental safety 24: 338-346.
- Sinègre, G., M. Babinot, G. Vigo & J. N. Tourenq, 1990. Sensibilité de trois espèces de *Chironomus* (Diptera) à huit insecticides utilisés en démoustication. Annales de Limnologie 26: 65-71.

- Szalay-Marzso, L. & A. H. Gharib, 1983. effectiveness of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H. 14 serotype) against mosquito larvae and non target organisms, with special regards to chironomidae. P. Int. Conf. Integr. plant Prot. 4: 17-23.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2000) Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie. CNRS edition.
- Thioulouse, J., D. Chessel, S. Dolédec & J. M. Olivier (1997): ADE-4 : a multivariate analysis and graphical display software. -Statistics and Computing 7: 75-83.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung des quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. - Verein. Theor. Angew. Limnol. 9 : 1-38.

ANNEXE 1

BIBLIOGRAPHIE CONCERNANT LE B.T.I D'APRES MAFFEI 1997

GENERAL INFORMATION

- Ali, A., R. Xue, R. Lobinske and N. Carandang. 1994. Evaluation of Granular Corncob Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquito Larvae Using a Semi-Field Bioassay Method. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 10(4):492-495.
- Aly, C., M.S. Mulla, Bo-Zhao Xu and W. Schnetter. 1988. Rate of Ingestion by Mosquito Larvae as a Factor in the Effectiveness of a Bacterial Stomach Toxin. *J. Med. Ent.* 25:191-196.
- Aly, C., M.S. Mulla, W. Schnetter and Bo-Zhao Xu. 1987. Floating Bait Formulations Increase Effectiveness of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against *Anopheles* Larvae. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 3:583-588.
- Anonymous. 1979. Data Sheet on the Biological Control Agent *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14. WHO/VBC/79.750 13pp.
- Armstrong, J., G. Rohrmann and G. Beaudreau. 1985. Delta Endotoxin of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* . *J. Bacteriol.* 161(1):39-46.
- Aronson, A.I., W. Beckman and P. Dunn. 1986. *Bacillus thuringiensis* and Related Insect Pathogens. *Microbiol. Rev.* 50:1-24.
- Barjac, H. de and D.J. Sutherland (eds.). 1990. *Bacterial Control of Mosquitoes and Black Flies* Rutgers Univ. Press, New Brunswick, New Jersey. 349pp.
- Becker, N., S. Djakaria, A. Kaiser, O. Zulhasril and H.W. Ludwig. 1991. Efficacy of a New Tablet Formulation of an Asperogenous Strain of *Bacillus thuringiensis israelensis* Against Larvae of *Aedes aegypti* . *Bull. Soc. Vector Ecol.* 16(1):176-182.
- Becker, N. and J. Margalit. 1993. Use of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquitoes and Blackflies, pp145-170. In: *Bacillus thuringiensis* , an Environmental Biopesticide: Theory and Practice (P.F. Entwistle, J.S. Cory, M.J. Bailey and S. Higgs, eds.), John Wiley and Sons, Chichester, England.
- Becker, N. and F. Rettich. 1994. Protocol for the Introduction of New *Bacillus thuringiensis israelensis* Products Into the Routine Mosquito Control Program in Germany. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 10(4):527-533.
- Becker, N., M. Zgomba, M. Ludwig, D. Petric and F. Rettich. 1992. Factors Influencing the Activity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Treatments. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 8(3):285-289.
- Becnel, J.J., J. Garcia and M. Johnson. 1996. Effects of Three Larvicides on the Production of *Aedes albopictus* Based on Removal of Pupal Exuviae. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 12(3):499-502.

- Burgess, H.D. 1984. Nomenclature of *Bacillus thuringiensis* With Abbreviations. *Mosq. News* 44:136-138.
- Chilcott, C.N. 1983. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Delta Endotoxin. Ph.D. Dissertation, Univ. of Otago, Dunedin, New Zealand.
- Chilcott, C.N. and P.J. Wigley. 1993. Isolation and Toxicity of *Bacillus thuringiensis* From Soil and Insect Habitats on New Zealand. *J. Invert. Path.* 61:244-247.
- Dale, P.E.R. and K. Hulsman. 1990. A Critical Review of Salt Marsh Management Methods for Mosquito Control. *Review in Aquatic Sciences* 3:281-311.
- Darwazeh, H.A., M. Zgomba and M.S. Mulla. 1990. Environmental Factors Affecting the Efficacy of Microbial Control Agents. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp. 23.
- DuPont, C. and J. Boisvert. 1986. Persistence of *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* Toxic Activity in the Environment and Interaction With Natural Substrates. *Water, Air and Soil Pollution.* 29:425-438.
- Eldridge, B.F. and B.A. Federici. 1988. Bacterial Mosquito Larvicides: Present Status of Knowledge and Future Directions for Research. *Proc. C.M.V.C.A.* 56:117-127.
- Eldridge, B.F., R.K. Washino and D. Hennenberger. 1985. Control of Snow Pool Mosquitoes With *Bacillus thuringiensis* ser. H-14 in Mountain Environments in California and Oregon. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1:69-75.
- Entwistle, P.F., J.S. Cory, M.J. Bailey and S. Higgs. 1993. *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*, an Environmental Biopesticide: Theory and Practice. John Wiley and Sons, Chichester, England.
- Essen, Van F.W. and S.C. Hembree. 1982. Simulated Field Evaluations With Four Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquitoes: Residual Activity and Effect of Soil Constituents. *Mosq. News.* 42:66-72.
- Federici, B.A. 1995. The Future of Microbial Insecticides as Vector Control Agents. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 11(2):260-268.
- Federici, B. A. 1981. The Development of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and its Site of Action in Mosquito Larvae. *Proc. C.M.V.C.A.* 49:17-19.
- Frommer, R.L., S.C. Hembree, J.H. Nelson, M.P. Remington and P.H. Gibbs. 1981. The Distribution of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in Flowing Water With No Extensive Aquatic Vegetative Growth. *Mosq. News* 41:331-338.
- Frommer, R.L., J.H. Nelson, M.P. Remington and P.H. Gibbs. 1981. The Effect of Extensive Aquatic Vegetative Growth on the Distribution of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in Flowing Water. *Mosq. News* 41:713-724.
- Garcia, R. 1987. Strategies for the Management of Mosquito Populations With *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H-14). pp 145-150. In *Proc. 4th Symposium Arbovirus*

- Research in Australia (1986) (T.D. St. George, B.H. Kay and J. Blok, eds.). Q.I.M.R., Brisbane.
- Garcia, R. and B. DesRochers. 1979. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to Some California Mosquitoes Under Different Conditions. *Mosq. News* 39(3):541-544.
- Garcia, R., B. Des Rochers, W. Tozer and J. McNamara. 1983. Evaluation of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Serotype H-14 for Mosquito Control. *Proc. C.M.V.C.A.* 51:25-29.
- Garcia, R., B. Des Rochers, W. Tozer and J. McNamara. 1982. Efficacy of Various *B.t.i.* Formulations. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 72-74.
- Garcia, R., B. Federici, I.M. Hall, M.S. Mulla and C.H. Schaefer. 1980. *B.T.I.* - A Potent New Biological Weapon. *Calif. Agric.* 34(3):18-19.
- Garcia, R. and A.W. Sweeney. 1986. The Use of Microbial Pathogens for the Control of Mosquitoes. *Agr. Ecosyst. Environ.* 15:201-208.
- Goldberg, L.J. and I. Ford. 1974. Mortality of *Culex tarsalis* Mosquito Larvae Obtained in Laboratory Studies Using Various Combinations of *Bacillus thuringiensis* (HD-1) With Two Growth Regulators. *Proc. C.M.V.C.A.* 42:169-174.
- Goldberg, L.J. and J. Margalit. 1977. A Bacterial Spore Demonstrating Rapid Larvicidal Activity Against *Anopheles sergentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex univittatus*. *Mosq. News.* 37:355-358.
- Hall, I.M., K.Y. Arakawa, H.T. Dulmage and J.A. Correa. 1977. The Pathogenicity of Strains of *Bacillus thuringiensis* to Larvae of *Aedes* and to *Culex* Mosquitoes. *Mosq. News.* 37:246-251.
- Hare, S.G.F. and R.S. Nasci. 1986. The Effects of Sublethal Exposure to *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Larval Development and Adult Size in *Aedes aegypti*. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 2:325-328.
- Hinkle, N.C. 1983. Factors Affecting the Efficacy of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* as a Mosquito Larvicide. Master's Thesis, Auburn Univ. 75pp.
- Hofte, H. and R.R. Whitely. 1989. Insecticidal Proteins of *Bacillus thuringiensis*. *Microbiol. Rev.* 53:242-255.
- Houston, J., B.N. Dancer and M.A. Learner. 1989. Control of Sewage Filter Flies Using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* I. Acute Toxicity Test and Pilot Scale Trial. *Water Res.* 23:369-378.
- Ignoffo, C.M., C. Garcia, M.J. Kroha and T.L. Couch. 1982. High Temperature Sensitivity of Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. *Environ. Entomol.* 2:409-411.

- Jafri, R.H., M. Aslamkhan, S. Nasreen and M. Asif. 1982. Variation Among Geographic Strains of *Anopheles stephensi*, *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* Larvae in Their Susceptibility to *Bacillus thuringiensis* H-14 Endotoxin. *Biologia* 28(1):101-116.
- Jany, W. 1991. Acrobe, A New Biolarvicide for Mosquito Control. *Proc. C.M.V.C.A.* 59:81.
- Jones, C.J. and J.E. Lloyd. 1985. Efficacy of *Bacillus thuringiensis* (H-14) for Larval *Aedes* Mosquito Control in Intermountain Meadows in Wyoming. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1:51-55.
- Kellen, W.R. and L.L. Lewallen. 1960. Response of Mosquito Larvae to *Bacillus thuringiensis* Berliner. *J. Insect Pathol.* 2(3):305-307.
- Kramer, V. 1984. Evaluation of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis israelensis* (H-14) for Mosquito Control in Rice Fields. *Indian J. Med. Res.* 80:642-648.
- Lacey, L.A. 1985. *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 (Bacteria), pp 132-158. In: H.C. Chapman (Ed.), *Biological Control of Mosquitoes*. *Bull. Am. Mosq. Cont. Assoc.* 6:132-158.
- Lacey, L. and A. Inman. 1985. Efficacy of Granular Formulations of *Bacillus thuringiensis* (H-14) for the Control of *Anopheles* Larvae in Rice Fields. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1(1):38-42.
- Lacey, L.A. and S. Singer. 1982. Larvicidal Activity of New Isolates of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against Anopheline and Culicine Mosquitoes. *Mosq. News* 42:537-543.
- Lacey, L.A. and A.H. Undeen. 1986. Microbial Control of Blackflies and Mosquitoes. *Ann. Rev. Ent.* 31:265-296.
- Lacey, L.A. and A.H. Undeen. 1984. The Effect of Formulation, Concentration and Application Time on the Efficacy of *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against Blackfly (Diptera: Simuliidae) Larvae Under Natural Conditions. *J. Econ. Ent.* 77:412-418.
- Lacey, L.A., M.J. Urbina and C. Heitzman. 1984. Sustained Release Formulations of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* (H-14) for the Control of Container Breeding *Culex quinquefasciatus* Mosq. *News* 44:26-32.
- Lacoursiere, J.O. and G. Charpentier. 1988. Laboratory Study of the Influence of Water Temperature and PH on *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Efficacy Against Black Fly Larvae (Diptera: Simuliidae). *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 4(1):64-72.
- Laird, M., L.A. Lacey and E.W. Davidson (eds.). *Safety of Microbial Insecticides*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Lee, H.L., E.R. Gregorio, M.S. Khadri and P. Seleena. 1996. Ultralow Volume Application of *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* for the Control of Mosquitoes. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 12(4):651-655.

- Margalit, J. and H. Bobroglio. 1984. The Effect of Organic Materials and Solids in Water on the Persistence of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Serotype H-14. *Z. Angew. Ent.* 97:516-520.
- Margalit, J and D. Dean. 1985. The Story of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*B.t.i.*). *J. Amer. Mosq.Cont. Assoc.* 1(1):1-7.
- Margalit, J., A. Markus and Z. Pelah. 1984. Effect of Encapsulation on the Persistence of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H-14). *Appl. Microbiol. Biotech.* 19:382-383.
- Margalit, J., E. Zomer, Z. Erel and Z. Barak. 1983. Development and Application of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* H-14 as an Effective Biological Control Agent Against Mosquitoes in Israel. *Biotech.* 1:74-75.
- Martin, P. 1994. An Iconoclastic View of *Bacillus thuringiensis* Ecology. *Amer. Ent.* pp. 85-90.
- Martin, P. and R.S. Travers. 1989. Worldwide Abundance and Distribution of *Bacillus thuringiensis* Isolates. *Appl. Env. Micro.* 55:2437-2442.
- Morris, O.N. 1983. Protection of *Bacillus thuringiensis* From Inactivation by Sunlight. *Can. Ent.* 115:1215-1227.
- Mulla, M.S. 1991. Biological Control of Mosquitoes With Entomopathogenic Bacteria. *Chinese J.Ent. Special Publ.* 6:93-103.
- Mulla, M.S. and J.D. Chaney. 1992. Above Normal *B.t.i.* Dosages Ineffective for Producing Extended Control. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp.17-18.
- Mulla, M.S., J.D. Chaney and J. Rodchareon. 1993. Elevated Dosages of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Fail to Extend Control of *Culex* Larvae. *Bull. Soc. Vector Ecol.* 18:125-132.
- Mulla, M.S., J.D. Chaney and J. Rodcharoen. 1991. Exaggerated Dosages of *B.t.i.* and Long-term Control of *Culex* Larvae. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp. 19-21.
- Mulla, M.S. and H.A. Darwazeh. 1985. Efficacy of Formulations of *Bacillus thuringiensis* H-14 Against Mosquito Larvae. *Bull. Soc. Vector. Ecol.* 10:14-19.
- Mulla, M.S. and H.A. Darwazeh. 1984. Larvicidal Efficacy of Various Formulations of *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Against Mosquitoes. *Bull. Soc. Vector Ecol.* 9(1):51-58.
- Mulla, M.S., H.A. Darwazeh, L. Ede, B. Kennedy and H.T. Dulmage. 1985. Efficacy and Field Evaluation of *Bacillus thuringiensis* (H-14) and *B. sphaericus* Against Floodwater Mosquitoes in California. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1:310-315.
- Mulla, M.S., H.A. Darwazeh and M. Zgomba. 1990. Effect of Some Environmental Factors on the Efficacy of *Bacillus sphaericus* 2362 and *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against Mosquitoes. *Bull. Soc. Vector. Ecol.* 15(2):166-175.

- Mulla, M.S. and B.A. Federici. 1982. Evaluation of *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against Mosquitoes With Emphasis on Field Trials. Third International Colloquium on Invertebrate Pathology and XVth Annual Meeting of the Society of Invertebrate Pathologists (Univ. of Sussex, England), Proc. 15:466-472.
- Mulla, M.S., B.A. Federici and H.A. Darwazeh. 1982. Larvicidal Efficacy of *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 Against Stagnant Water Mosquitoes and Its Effect on Nontarget Organisms. *Environ. Entomol.* 11:788-795.
- Mulla, M.S., B.A. Federici, H.A. Darwazeh and L.Ede. 1982. Field Evaluation of the Microbial Larvicide *Bacillus thuringiensis* H-14 Against Floodwater Mosquitoes. *Appl. Environ. Micro.* 43:1288-1293.
- Mullen, G.R. and N.C. Hinkle. 1988. Method for Determining Settling Rates of *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Formulations. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 4(2):132-137.
- Mulligan, F.S., C.H. Schaeffer and W.H. Wilder. 1980. Efficacy and Persistence of *Bacillus sphaericus* and *B. thuringiensis* H-14 Against Mosquitoes Under Field Conditions. *J. Econ. Ent.* 73:684-688.
- Nasci, R.S., G.B. Wright and F.S. Willis. 1994. Control of *Aedes albopictus* Larvae Using Time-Release Larvicide Formulations in Louisiana. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 10(1):1-6.
- Novak, R.J., D.J. Gubler and D. Underwood. 1985. Evaluation of Slow-Release Formulations of Temephos (Abate) and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* for the Control of *Aedes aegypti* in Puerto Rico. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1(4):449-453.
- Novak, R.J., B.A. Steinly, D.W. Webb, L. Haramis, J. Clarke, B. Farmer and R. Cieslik. 1990. Penetration Rate of Two Pesticide Carriers at a Large Used-Tire Storage Facility in Chicago, Illinois. *J. Amer. Mosq. Assoc.* 6(2):188-196.
- Ohana, B.J., J. Margalit and Z. Barak. 1987. Fate of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* under Simulated Field Conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 53:828-831.
- Perich, M.J., J.T. Rogers, L.R. Boobar and J.H. Nelson. 1988. Laboratory Evaluation of Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Combined With Methoprene or a Monomolecular Surface Film Against *Anopheles albimanus* and *An. stephensi*. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 4(2):198-199.
- Phillips, T.J., T. Miura and D.G. Farley. 1991. Comparative Efficacy Study of Altosid, Altosid XR and Bactimos *B.t.i.* Briquets Against *Culex quinquefasciatus* Breeding in Catch Basins. *Proc.C.M.V.C.A.* 59:70-74.
- Priest, F.G. 1992. Biological Control of Mosquitoes and Other Biting Flies by *Bacillus thuringiensis*. *J. Bacteriol.* 72:357-369
- Rathburn, C.B., Jr., A.H. Boike, L.A. Sizemore and M.V. Peters. 1984. Efficacy of Several Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Three Species of

- Mosquito Larvae in Fresh, Brackish and Polluted Water. *J. Fla. Anti-Mosq. Assoc.* 55:9-13.
- Ramoska, W.A., S. Watts and R.E. Rodriguez. 1982. Influence of Suspended Particles on the Activity of *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Against Mosquito Larvae. *J. Econ. Ent.* 75:1-4.
- Ravoahangimalala, O., J.F. Charles and J. Schoeller-Raccaud. 1993. Immunological Localization of *Bacillus thuringiensis* serovar israelensis Toxins in Midgut Cells of Intoxicated *Anopheles gambiae* Larvae (Diptera: Culicidae). *Res. Micro.* 144:271-278.
- Sandoski, C.A., M.W. Yates, J.K. Olson and M.V. Meisch. 1985. Evaluation of Beecomist Applied *Bacillus thuringiensis* (H-14) Against *Anopheles quadrimaculatus* Larvae. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 1:316-319.
- Schaefer, C.H., F.S. Mulligan and W.H. Wilder. 1980. Operational Evaluations of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis Toxin. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp. 53-54.
- Schmidt, R. 1988. Helicopter Calibration of B.t.i. Granules. *N.J. Mosq. Cont. Assoc. Proc.* 75:22-25.
- Shadduck, J.A. 1980. *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 Maximum Challenge and Eye Irritation Safety Tests in Mammals. WHO/BVC/80.763
- Siegel, J.P., R. Cieslik, J. Thennisch, L. Clarke and R.J. Novak. 1996. Dispersal of 10-14 Mesh Corncob Granules in Stacked Tires. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 12(2):325-328.
- Silapanuntakul, A., S. Pantuwatana, A. Bhumiurata and K. Charoensiri. 1983. The Comparative Persistence of Toxicity of *Bacillus sphaericus* Strain 1593 and *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Against Mosquito Larvae in Different Kinds of Environments. *J. Invert. Pathol.* 42:387-392.
- Sjogren, R.D., D.P. Batzer and M.A. Juenemann. 1986. Evaluation of Methoprene, Temephos and *Bacillus thuringiensis* var. israelensis Against *Coquilletidia perturbans* Larvae in Minnesota. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 2:276-279.
- Skormand, O. and A.G. Eriksen. 1993. Field Trials of a Fizzy Tablet With *Bacillus thuringiensis* subsp. israelensis in Forest Spring Ponds in Denmark. *Bull. Soc. Vector Ecol.* 18(2):160-163.
- Stark, P.M. and M.V. Meisch. 1983. Efficacy of *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Against *Psorophora columbiae* and *Anopheles quadrimaculatus* in Arkansas Ricelands. *Mosq. News.* 43:59-62.
- Smits, P.H. 1987. Possibilities and Constraints in the Development of New *Bacillus thuringiensis* Strains. *Med. Facult. Landbouwwetensch., Rijksuniver. Gent.* 52(2A):155-157.

- Sun, C.N., G.P. Georghiou and K. Weiss. 1980. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to Mosquito Larvae Variousy Resistant to Conventional Insecticides. *Mosq. News*. 40:614-618.
- Sutherland, D.J., S.P. Kung, H. Ehrenburg, J. Hanson and H. Rupp. 1982. Formulations of B.t.i. and Their Evaluations. *N.J. Mosq. Cont. Assoc. Proc.* 69:93-101.
- Thomas, W.E. and D.J. Ellar. 1983. Mechanism of Action of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Insecticidal Endotoxin. *FEBS Letters* 154:362-368.
- Tousignant, M.E., J.L. Boisvert and A. Chalifour. 1992. Reduction of Mortality Rates of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Aqueous Suspensions Due to Freezing and Thawing. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 8(2):149-155.
- Van Essen, F.W. and S.C. Hembree. 1982. Simulated Field Studies With Four Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquitoes: Residual Activity and Effect of Soil Constituents. *Mosq. News* 42(1):66-72.
- Washino, R.K. 1982. Biological Control of Snow Mosquitoes in the Sierra Nevada. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 75.
- Woodrow, R., J. Howard and D. White. 1995 Field Trials With Methoprene, Temephos and *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* for the Control of Larval *Culiseta melanura* . *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 11(4):424-427.
- Wraight, S.P., D.P. Molloy and S. Singe. 1987. Studies on the Culicine Mosquito Host Range of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* With Notes on the Effects of Temperature and Instar on Bacterial Efficacy. *J. Invert. Pathol.* 49:291-302.
- Yousten, A.A., F.J. Genthner and E.F. Benfield. 1992. Fate of *Bacillus sphaericus* and *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* in the Aquatic Environment. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 8(2):143-148.
- Yu, H.S., D.K. Lee, W.J. Lee and J.C. Shim. 1982. Mosquito Control Evaluation of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in the Laboratory, Simulated Rice Paddies and Confined Field Trials in Marsh and Sewage Effluent in South Korea. *Korean J. Ent.* 12:69-82.
- Yu, H.S., J.C. Shim, D.K. Lee and Y.H. Yun. 1981. Mosquito Control by *Bacillus thuringiensis israelensis* in Simulated Rice Paddies (abstract). *Korean J. Ent.* 11:51-52.

B.T.I. - EFFECTS TO NON-TARGETS.

- Ali, A. 1991. Perspectives on Management of Pestiferous Chironomidae (Diptera), An Emerging Global Problem. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 7:260-281.
- Ali, A. 1981. *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* (ABG-1608) Against Chironomids and Some Non-Target Aquatic Invertebrates. *J. Invert. Pathol.* 38:264-272.

- Ali, A., R.D. Baggs and J.P. Stewart. 1981. Susceptibility of Some Florida Chironomids and Mosquitoes to Various Formulations of *Bacillus thuringiensis* Serovar israelensis . J. Econ. Ent. 74:672-677.
- Aly, C. and M.S. Mulla. 1987. Effects of Two Microbial Insecticides on Aquatic Predators. J. Appl. Ent. 103:113-118.
- Aly, C., M.S. Mulla and B. Mauerhof. 1985. Effect of Microbial Larvicides on Aquatic Mosquito Predators. Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif. pp 116-117.
- **Anderson, R., et. al. 1996. An Assessment of Non-Target Effects of the Mosquito Larvicides, *B.t.i.* and Methoprene, in Metropolitan Area Wetlands. A Report From the Scientific Peer Review Panel to the Metropolitan Mosquito Control District.
- Back, C., J. Boisvert, J.O. Lacoursiere and G. Charpentier. 1985. High-Dosage Treatment of a Quebec Stream With *Bacillus thuringiensis* Serovar israelensis : Efficacy Against Black Fly Larvae (Diptera: Simuliidae) and Impact on Non-Target Insects. Can. Ent. 117:1523-1534.
- Barjac, H. de, I. Larget, L. Benichou, V. Cosmao Dumanoir, G. Viviani, H. Ripouteau and S. Papion. 1980. Innocuity Tests on Mammals With Serotype H-14 of *Bacillus thuringiensis*. WHO Document WHO/BVC/80.761
- Brazner, J.C. and R.L. Anderson. 1986. Ingestion and Adsorption of *Bacillus thuringiensis* subsp. israelensis by *Gammarus lacustris* in the Laboratory. Appl. Environ. Microbiol. 52:1386-1390.
- **Brooke, et. al. 1988. Final Report to the Metropolitan Mosquito Control District on the Effects of Insect Control Agents, S-Methoprene and *Bacillus thuringiensis* israelensis , to Certain Aquatic Organisms. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Car, M. and F.C. De Moor. 1984. The Response of Vaal River Drift and Benthos to Simulium (Diptera: Nematocera) Control Using *Bacillus thuringiensis* var. israelensis (H-14). Onderstepoort J. Vet. Res. 51:155-160.
- Charbonneau, C.S., R.D. Drobney and C.F. Rabeni. 1994. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on Nontarget Benthic Organisms in a Lentic Habitat and Factors Affecting the Efficacy of the Larvicide. Environ. Toxicol. Chem. 13:267-279.
- Colbo, M.H. and A.H. Undeen. 1980. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. israelensis on Non-Target Insects in Stream Trials for Control of Simuliidae. Mosq. News 40(3):368-371.
- Dale, P.E.R. and K. Hulsman. 1990. A Critical Review of Salt Marsh Management Methods for Mosquito Control. Review in Aquatic Sciences 3:281-311.
- Davidson, E.W. 1982. Bacteria and the Control of Arthropod Vectors of Human and Animal Disease. In : Microbial Control and Viral Pesticides (E. Kurstak, ed.), pp 289-315. New York, Marcel Decker.

- DeJong, M. and K. Rusterholz. 1989. The Indirect Effects of the Larvicides Methoprene and *Bacillus thuringiensis* on Wetland Bird Populations. College of St. Thomas, St. Paul, Minnesota. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Flum, T. 1988. Ingestion of the Bacterial Mosquito and Blackfly Larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* by Nymphs of the Stonefly *Pteronarcys dorsata*. M.S. Thesis. Univ. Minnesota, Duluth.
- Fortin, C., D. Lapointe and G. Charpentier. 1986. Susceptibility of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) Fry to a Liquid Formulation of *Bacillus thuringiensis* Serovar *israelensis* (Teknar) Used for Black Fly Control. *Can. J. Fish Aq. Sci.* 43:1667-1670.
- Garcia, R., B. DesRochers and W. Tozer. 1981. Studies on *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquito Larvae and Other Organisms. *Proc. C.M.V.C.A.* 49:25-29.
- Garcia, R., B. DesRochers and W. Tozer. 1980. Studies on the Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Organisms Found in Association With Mosquito Larvae. *Proc. C.M.V.C.A.* 48:33-36.
- Garcia, R., B. DesRochers and W. Tozer. 1980. Further Studies on *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* Against Mosquito Larvae and Other Organisms. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp. 54-57.
- Garcia, R., B. DesRochers and W.G. Voigt. 1977. Studies on the Toxic Effect of the Bacterial Spore ONR60a on Non-Target Organisms. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 29.
- Garcia, R., W. Tozer and B. DesRochers. 1981. Effects of *B.t.i.* on Aquatic Organisms Other Than Mosquitoes and Blackflies. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res, Univ. Calif.* pp. 68-69.
- Gharib, A.H. and W. Hilsenhoff. 1988. Efficacy of Two Formulations of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H-14) Against *Aedes vexans* and Safety to Non-Target Macroinvertebrates. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 4(3):252-255.
- Gibbs, K.E., F.C. Brautigam, C.S. Stubbs and L.M. Zibilske. 1986. Experimental Applications of *B.t.i.* for Larval Black Fly Control: Persistence and Downstream Carry, Efficacy, Impact on Non-Target Invertebrates and Fish Feeding. *Maine Life Sci. Agric. Exp. Stn. Tech. Bull.* 123:1-25.
- Haag, K.H. and G.R. Buckingham. 1991. Effects of Herbicides and Microbial Insecticides on the Insects of Aquatic Plants. *J. Aquatic Plant Manag.* 29:55-57.
- Hershey, A., L. Shannon, M. Whiteside and R. Axler. 1990. Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Non-Target Invertebrates: A Divided Pond Study. Final Report Submitted to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Holck, A.R. and C.L. Meek. 1987. Dose-Mortality Responses of Crawfish and Mosquitoes to Selected Pesticides. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 3:407-411.

- Houston, J., B.N. Dancer and M.A. Learner. 1989. Control of Sewage Filter Flies Using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* I. Acute Toxicity Test and Pilot Scale Trial. *Water. Res.* 23:369-378.
- Kallapur, V.L., M.E. Mayes, F.W. Edens, G.A. Held, W.C. Dauterman, C.Y. Kawanishi and R.M. Roe. 1992. Toxicity of Crystalline Polypeptides of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in Japanese Quail. *Pest. Biochem. Physiol.* 44:208-216.
- Kimball, M.R. and J.F. Williams. 1989. The Effects on Yield of *B.t.i.* Treatments at the Flowering Stage of Rice. *Proc. Calif. Mosq. Cont. Assoc.* 57:130-132.
- Kondo, S., M. Ohba and T. Ishii. 1995. Comparative Susceptibility of Chironomid Larvae (Diptera: Chironomidae) to *Bacillus thuringiensis* serovar *israelensis* With Special Reference to Altered Susceptibility Due to Food Difference. *J. Appl. Ent.* 119:123-125.
- Knepper, R.G. and E.D. Walker. 1989. Effect of *Bacillus thuringiensis* (H-14) on the Isopod *Asellus forbesi* and Spring *Aedes* Mosquitoes in Michigan. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 5(4):596-598.
- Lacey, L.A. and M.S. Mulla. 1990. Safety of *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* to Non-Target Organisms in the Aquatic Environment. pp 169-188. In: M. Laird, L.A. Lacey and E.W. Davidson (Eds.), *Safety of Microbial Insecticides*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla.
- Leclair, R., G. Charpentier, F. Pronovost and S. Trottier. 1988. Progress Report to the Metropolitan Mosquito Control District on the Effects of the Insect Control Agent, *Bacillus thuringiensis israelensis* (*B.t.i.*) to Some Larval Amphibian Species. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Lee, B.M. and G.I. Scott. 1989. Acute Toxicity of Temephos, Fenoxycarb, Diflubenzuron, Methoprene and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* to the Mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 43:827-832.
- Marten, G.G., W. Che and E.S. Bordes. 1993. Compatibility of Cyclopid Copepods With Mosquito Insecticides. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 9:150-154.
- Mayes, M.E., G.A. Held, C. Lau, J.C. Seely, R.M. Roe, W.C. Dauterman and C.Y. Kawanishi. 1989. Characterization of the Mammalian Toxicity of the Crystal Polypeptides of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis*. *Fundamental and Applied Toxicology.* 13:310-322.
- Merritt, R.W., E.D. Walker, M.A. Wilzbach, K.W. Cummins and W.T. Morgan. 1989. A Broad Evaluation of *B.t.i.* for Black Fly (Diptera: Simuliidae) Control in a Michigan River: Efficacy, Carry and Non-Target Effects on Invertebrates and Fish. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 5(3):397-415.
- Merritt, R.W., M.S. Wipfli and R.S. Wotton. 1991. Changes in Feeding Habits of Selected Nontarget Aquatic Insects in Response to Live and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* de Barjac Killed Black Fly Larvae (Diptera: Simuliidae). *Can. Ent.* 123:179-185.

- Miura, T., R.M. Takahashi and F.S. Mulligan. 1980. Effects of the Bacterial Mosquito Larvicide *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 on Selected Aquatic Organisms. *Mosq. News* 40(4):619-622.
- Miura, T., R.M. Takahashi and F.S. Mulligan. 1981. Impact of the Use of Candidate Bacterial Mosquito Larvicides on Some Selected Aquatic Organisms. *Proc. C.M.V.C.A.* 49:45-48.
- Molloy, D.P. 1992. Impact of the Black Fly (Diptera: Simuliidae) Control Agent *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on Chironomids (Diptera: Chironomidae) and Other Non-Target Insects: Results of Ten Field Trials. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 8(1):24-31.
- Molloy, D. and H. Jamnback. 1981. Field Evaluation of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* as a Black Fly (Diptera: Simuliidae) Biocontrol Agent and its Effect on Non-Target Stream Insects. *J. Econ. Ent.* 74:314-318.
- Mulla, M.S., H. Axelrod, J.D. Chaney and H.A. Darwazeh. 1984. Impact and Selectivity of Larvicides on Mosquitoes, Herbivores and Predators. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 117-120
- Mulla, M.S., J.D. Chaney and J. Rodcharoen. 1990. Control of Nuisance Aquatic Midges (Diptera: Chironomidae) With the Microbial Larvicide *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in a Man-made Lake in Southern California. *Bull. Soc. Vector. Ecol.* 15(2):176-184.
- Mulla, M.S., H.A. Darwazeh and M.J. Wargo. 1983. Impact of Microbial Control Agents on Non-Target Biota. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 31-32.
- Mulla, M.S., B.A. Federici and H.A. Darwazeh. 1982. Larvicidal Efficacy of *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14 Against Stagnant Water Mosquitoes and Its Effect on Non-Target Organisms. *Environ. Ent.* 11:788-795.
- Mulla, M.S., B.A. Federici, H.A. Darwazeh and R.J. Brenner. 1981. Impact of Chemical and Biological Control Agents on Non-Target Biota. *Ann. Rep. Mosq. Cont. Res., Univ. Calif.* pp 123-125.
- Mulla, M.S., G. Majori and A.A. Arata. 1979. Impact of Biological and Chemical Mosquito Control Agents on Non-Target Biota in Aquatic Ecosystems. *Residue Reviews* 71:121-173.
- Mulligan, F.S. and C.H. Schaefer. 1981. Integration of a Selective Mosquito Control Agent *Bacillus thuringiensis* Serotype H-14, With Natural Predator Populations in Pesticide Sensitive Habitats. *Proc. C.M.V.C.A.* 49:19-22.
- Niemi, G.J., R.P. Axler, P. Barnidge, J.M. Hanowski, A.E. Hershey, R.R. Regal and L.J. Shannon. 1992. Evaluation of the Potential Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Non-Target Organisms: A Summary of Before and After Sites in Western Wright County for 1988, 1989 and 1990. *Natural Resources Research*

Institute and the University of Minnesota-Duluth. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.

- Niemi, G.J., R.P. Axler, J.M. Hanowski, A.E. Hershey, A. Lima, R.R. Regal and L.J. Shannon. 1994. Evaluation of the Potential Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Wetland Birds and Invertebrates in Wright County, Minnesota, 1988-1993. Natural Resources Research Institute and the University of Minnesota - Duluth. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Niemi, G.J., R. Axler, J.M. Hanowski, A.E. Hershey, L.J. Shannon and M.C. Whiteside. 1990. Evaluation of the Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Non-Target Species and Communities in Metropolitan Mosquito Control District Wetlands. Natural Resources Research Institute and the University of Minnesota - Duluth. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Niemi, G.J., R.P. Axler, J.A. Hanowski, A.E. Hershey, R.R. Regal, L.J. Shannon and M.C. Whiteside. 1990. Evaluation of the Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Non-Target Organisms: A Summary of Before and After Sites in Western Wright County. Natural Resources Research Institute and the University of Minnesota - Duluth. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Niemi, G.J., J.M. Hanowski, A.E. Hershey, L.J. Shannon and M.C. Whiteside. 1990. Evaluation of the Effects of Methoprene and *B.t.i.* (*Bacillus thuringiensis israelensis*) on Non-Target Species and Communities: Historically Treated Sites in Eastern Wright County. Natural Resources Research Institute and the University of Minnesota - Duluth. Report to the Scientific Peer Review Panel of the Metropolitan Mosquito Control District.
- Painter, M.K., K.J. Tennessen and T.D. Richardson. 1996. Effects of Repeated Applications of *Bacillus thuringiensis israelensis* on the Mosquito Predator *Erythemis simplicollis* (Odonata: Libellulidae) From Hatching to Final Instar. *Environ. Ent.* 25(1):184-191.
- Pistrang, L.A. and J.F. Burger. 1984. Effect of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on a Genetically-Defined Population of Blackflies (Diptera: Simuliidae) and Associated Insects in a Montane New Hampshire Stream. *Can. Ent.* 116:975-981.
- Purcell, B.H. 1981. Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on *Aedes taeniorhynchus* and Some Non-Target Organisms in the Salt Marsh. *Mosq. News* 41(3):476-484.
- Reish, D.J., J.A. LeMay and S.L. Asato. 1985. The Effect of *B.t.i.* (H-14) and Methoprene on Two Species of Marine Invertebrates From Southern California Estuaries. *Bull. Soc. Vector. Ecol.* 10:20-22.
- Rodcharoen, J., M.S. Mulla and J.D. Chaney. 1991. Microbial Larvicides for the Control of Nuisance Aquatic Midges (Diptera: Chironomidae) Inhabiting Mesocosms and Man-made Lakes in California. *J. Amer. Mosq. Cont. Assoc.* 7(1):56-62.

Conclusions générales

L'enquête sociologique a mis en évidence une réponse complexe. Les Camarguais et les Arlésiens seraient davantage dans une posture du type « oui, mais » :

- Oui, on est gêné par les moustiques, mais on s'y est quand même plutôt habitué.
- Oui, le moustique est un nuisible, mais il est aussi utile à la nature.
- Oui, on est plutôt favorable à une démoustication des zones habitées, mais on souhaite préserver les zones « naturelles »

Ces indécis constituent le plus grand nombre. Cette indécision est révélatrice d'une cohabitation chez les individus de références *anthropocentriques* et *biocentriques*.

Toutefois, quelques individus, dès lors qu'ils réunissent certaines caractéristiques se différencient peu ou prou de cette indécision générale. Nous avons identifié deux types de rapports au moustique qui se démarquent de la tendance à l'indécision générale : les « incommodés » et les « immunisés ».

Bien que la question des moustiques et de la démoustication représente un souci certain pour les Camarguais et les Arlésiens, elle ne constitue pas pour autant pour eux une préoccupation omniprésente. En effet, 61,4% des personnes interrogées se déclarent peu ou assez peu préoccupées par la question. Ce sont les Saintois qui se déclarent les moins préoccupés (75% d'entre eux se disent peu ou pas du tout préoccupés contre respectivement 56,4% et 57,1% chez les Arlésiens et les Saliniers).

Les Camarguais savent finalement peu de choses de la démoustication. Outre les 46,7% de l'échantillon qui ne savent pas quel est l'organisme qui démoustique dans la région, ceux qui avancent un nom proposent essentiellement la commune (23,1%). Seulement 3,8% des personnes de l'échantillon citent l'E.I.D. De même, les connaissances techniques des Camarguais en matière de démoustication sont peu développées. En effet, 80,63% des individus interrogés disent ne pas pouvoir citer le nom d'un insecticide utilisé par les organismes de démoustication. Quant aux individus proposant des noms d'insecticides, ils citent en premier lieu le D.D.T. et le décis.

Si les Camarguais connaissent peu les termes du débat (qui démoustique, comment, avec quels produits, ...), en revanche, il leur paraît plus aisé d'en identifier les protagonistes. Ils

désignent clairement la sphère du tourisme comme le principal demandeur en matière de démoustication. Ils y incluent les touristes et les professionnels du tourisme. Quant aux acteurs désignés comme des « anti » démoustication, ce sont en premier lieu les « écolos », protecteur de la nature, puis les agriculteurs.

Le débat sur la démoustication ne s'inscrit pas dans la dichotomie maintenant classique en matière de conflits d'aménagement de la nature qui tendent à opposer les couples production-prédation et protection-découverte. Ici, les acteurs de la protection de la nature et de la production agricole sont désignés comme les tenants d'une même position, l'anti-démoustication, face au tourisme.

Enfin, et dans la continuité des observations précédentes, on retiendra que la question de la démoustication est étroitement liée pour les individus à la question du développement (ou non développement) touristique de la Camargue. A ce titre, le moustique est tour à tour désigné comme un perturbateur de l'activité touristique ou comme un élément de régulation des flux touristiques considérés comme menaçants pour la Camargue. De plus, le point de vue que les individus se font sur un possible développement touristique de la Camargue a une influence certaine sur leur rapport à la démoustication et aux moustiques.

L'étude écologique a montré tout d'abord une forte variabilité des situations rencontrées (différences dans le type de mise en eau, dans le peuplement de macroinvertébrés à maturité). De plus, les algues comme les macroinvertébrés présentent une forte variabilité spatiale, mettant l'accent sur la difficulté d'échantillonner ces milieux aquatiques temporaires.

L'étude des algues n'a pas montré de relation évidente avec les traitements au B.t.i., en particulier, **à court terme**, nous n'avons pas constaté de prolifération due à la disparition des filtreurs que sont les *Aedes* et éventuellement d'autres taxons.

La faune de macroinvertébrés échantillonnés dans chacun des deux sites expérimentaux (Rousty et Meyranne) est représentative de la faune des milieux aquatiques temporaires. Il apparaît que le peuplement en place est moins sensible au B.t.i. que le peuplement en phase de colonisation. En ce qui concerne ce dernier, nous constatons un effet négatif des traitements à $8l.ha^{-1}$ sur la dynamique des populations de Diptères chironomidés (dans deux cas sur deux). Dans le cas le plus net, l'effet se fait sentir immédiatement après le traitement, dans le second

cas l'effet se fait sentir entre T0+2 et T0+8, se qui est plus discutable sachant que la rémanence du B.t.i. est faible.

L'effet des traitements à 3l.ha⁻¹ sur le peuplement en phase de colonisation est moins net, il semble exister dans 1 cas sur 4 à Rousty et 1 cas sur 3 à Meyranne. Ceci montre bien la suB.t.i.lité du signal à mesurer. Comme Pont (1989) l'avait déjà écrit, ce type de traitement n'engendre pas de réduction brutale des effectifs des biocénoses. A court terme, la dose 3l.ha⁻¹, semble être la dose maximale acceptable par la faune des milieux aquatiques temporaires étudiés.

La cartographie des milieux halophiles montre que sur un rayon de 20 km, c'est 3300 ha de milieux « naturels » qui seraient susceptibles de fonctionner en *Aedes*, auxquels il faudrait ajouter les marais de chasses et près de 10 000 ha de rizière.

Les Diptères chironomidés échantillonnés à Rousty semblent être représentatifs des peuplements des milieux aquatiques temporaires, avec dominance de *Tanytarsus* et *Polypedilum nubifer* (ex pharao). On retrouve en effet ces deux taxons, déjà dominants dans l'étude de Pont (1989), et sur le domaine de la tour du Valat, dans la station de l'Emprunt du buisson vert (82% des émergences) et le marais de St Serein (31% des émergences de chironomidés) (Tourenq, 1976). Ces espèces sont bien adaptées à la résistance aux assecs, en effet, en absence d'eau de surface, les larves peuvent restées enfouies dans des sédiments jusqu'à 20 jours, et même pendant toute la période d'assec pour *Polypedilum nubifer*, s'il y a de la végétation et de la matière organique. En ce qui concerne les rizières, qui peuvent aussi fonctionner en *Aedes*, le peuplement de chironomidés est un peu différents, et n'a pas été pris en compte, étant donné que l'étude était axée sur les peuplements des milieux « naturels » du PNRC.

A noter l'importance du maintien d'un fonctionnement en métapopulations : en cas de mortalité avérée sur un site traité, l'existence dans le voisinage de sites traités de façon décalée ou non traités permettrait une recolonisation efficace du système perturbé.

Il reste cependant que cette étude ne considère évidemment pas des effets éventuels à long terme. Si une lutte anti-larvaire était envisagée dans ces milieux temporaires de Camargue, il semblerait indispensable d'accompagner les traitements par un suivi des effets non intentionnels sur le fonctionnement des écosystèmes Camarguais, en prenant en compte des organismes en fin de chaîne trophique, tels que l'avifaune ou l'ichtyofaune.