

Résultats du suivi de l'impact potentiel des traitements au Bti  
sur les invertébrés paludicoles et les hirondelles des fenêtres en  
Camargue pour la période juin 2006 à octobre 2008



24 février 2009

Rapport final présenté à Gaël Hemery  
CHARGE DE MISSION ESPACES NATURELS  
PARC NATUREL REGIONAL DE CAMARGUE  
Mas du Pont de Rousty  
13200 Arles

par



Brigitte Poulin, Gaëtan Lefebvre & Emilien Duborper  
Station Biologique de la Tour du Valat  
Le Sambuc, 13200 Arles  
Tél : 04 90 97 29 58  
FAX : 04 90 97 20 19  
courriel: [poulin@tourduvalat.org](mailto:poulin@tourduvalat.org)

## Table des matières

Introduction.....	3
Suivi 1. Disponibilité alimentaires pour les passereaux paludicoles.....	4
Problématique.....	4
Méthodes.....	5
Sites d'étude.....	5
Résultats.....	5
Perspectives.....	6
Suivi 2. Effectifs de population et alimentation des hirondelles de fenêtre.....	7
Problématique.....	7
Méthodes.....	7
Sites d'étude.....	8
Résultats.....	9
Dénombrement des colonies.....	9
Régime alimentaire.....	9
Fréquence des vols d'alimentation.....	14
Régime alimentaire vs fréquence des vols d'alimentation.....	15
Perspectives.....	15
Annexe.....	16
Extraits bibliographiques sur la rémanence du Bti dans l'environnement.....	17

## Introduction

Compte tenu du caractère peu toxique et relativement sélectif du Bti, les suivis proposés visent essentiellement à détecter un éventuel impact des traitements au Bti sur des organismes prédateurs via le réseau trophique soit les invertébrés associés à la végétation des roselières consommés par les passereaux paludicoles et les hirondelles des fenêtres qui s'alimentent d'insectes à la volée à proximité des hameaux de Camargue. Le volet sur les amphibiens chanteurs a été abandonné en 2008 suite à l'absence de données sur le seul site traité en 2007 et à la difficulté de mettre en œuvre, sur une base saisonnière, ce suivi très tributaire de conditions météo particulières. En contre partie, le suivi des invertébrés paludicoles et des hirondelles a été renforcé, en ajoutant un site traité à Port-Saint-Louis-du-Rhône (hirondelles) et au They de Roustan (invertébrés) et en augmentant l'effort d'échantillonnage sur l'alimentation et le régime alimentaire des hirondelles.

La forte variabilité saisonnière et annuelle de l'hydrologie (fréquence et durée des périodes de mise en eau), dont l'impact sur l'écosystème est probablement supérieur à celui du Bti, nécessitera quelques années d'échantillonnage (minimum 5 ans) afin que puissent se dégager des tendances. Ces dernières s'appuieront sur la comparaison de sites traités et non traités.

Etant donné qu'il s'agit a priori d'un suivi à long terme et avec budget limité, les méthodes de détection ou de captures ont été sélectionnées pour leur rapidité d'exécution et leur robustesse, notamment par rapport à d'éventuels effets observateur, et procurent des données d'abondance relative, à l'exception de l'estimation de la taille des colonies d'hirondelles qui s'appuie sur un dénombrement absolu.

## Suivi 1. Disponibilités alimentaires pour les passereaux paludicoles

### Problématique

Après les sansouïres, les roselières sont le deuxième habitat en importance en terme de superficie concernée par la démoistification. Font particulièrement l'objet de traitement les bordures de roselières où varient les niveaux d'eau, avec ou sans période d'exondation. On retrouve en Camargue 5 espèces de passereaux nicheurs strictement inféodées aux roselières : la rousserolle effarvatte (*Acrocephalus scirpaceus*), espèce migratrice, commune et généraliste ; la rousserolle turdoïde (*Acrocephalus arundinaceus*), espèce migratrice vulnérable en France ; la Lusciniole à moustaches (*Acrocephalus melanopogon*), espèce résidente vulnérable en Europe, la Panure à moustaches (*Panurus biarmicus*), espèce résidente à distribution fragmentée ; et le Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus whitherbyi*) sous-espèce résidente dont les effectifs faibles sont probablement en déclin.



Une étude réalisée par la Tour du Valat a montré que l'abondance de ces espèces était fortement corrélée à celle des invertébrés-proies échantillonnés au filet fauchoir dont l'abondance peut être modélisée et prédite en fonction de la durée de l'assec au cours des mois précédents (Fig. 1). La mesure simultanée des arthropodes et du régime hydrologique dans plusieurs roselières traitées et non traitées, permettra d'évaluer l'impact des traitements au Bti sur la structure fonctionnelle de la communauté d'invertébrés-proies et par extension sur l'avifaune paludicole qui en dépend.

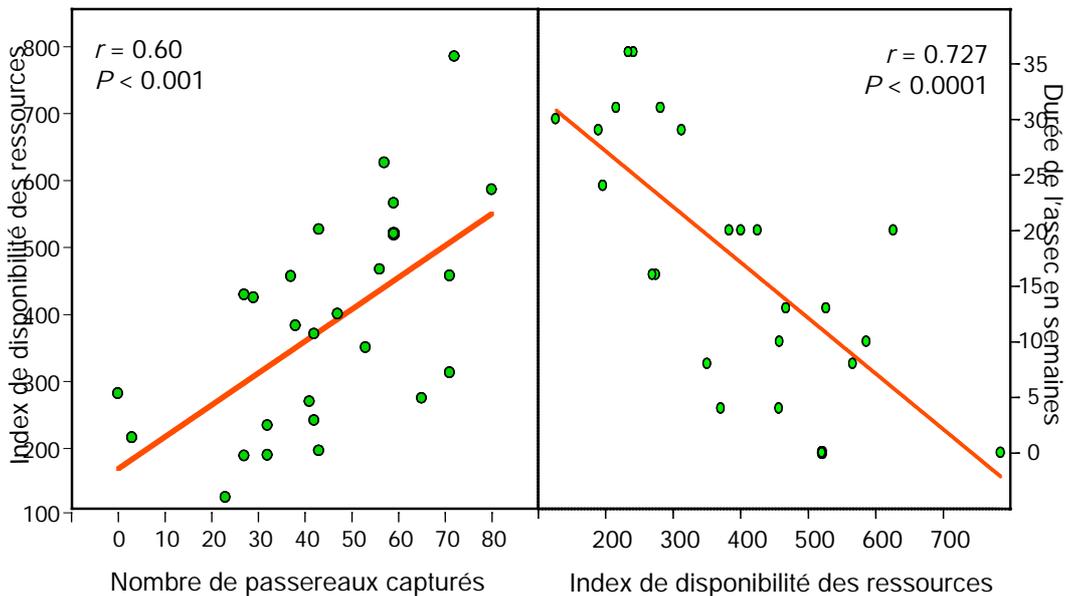


Fig. 1. Relations entre l'index de disponibilité des ressources, l'abondance des passereaux paludicoles nicheurs et la durée de l'assèchement au cours de l'année précédente.

Les disponibilités alimentaires sont calculées à partir de l'équation : 
$$\sum_{i=1}^n p_i \frac{x_{ij}}{y_i}$$

où  $p$  = proportion d'items appartenant à la proie du taxon $_i$  dans le régime alimentaire des passereaux paludicoles (régurgitats),  $x$  = nombre de captures appartenant au taxon $_i$  dans le filet fauchoir au site $_j$  et  $y$  = nombre de captures du taxon $_i$  sur l'ensemble des sites.

## Méthodes

Capture des invertébrés-proies en balayant la végétation de 500 coups au filet fauchoir en bordure de la roselière dans des sites traités et non traités pendant la période de reproduction des passereaux (entre mi-mai et début juin).

Mesure mensuelle du niveau d'eau et de la salinité afin de pouvoir modéliser l'abondance des invertébrés-proies en fonction du régime hydrologique (toute l'année).

## Sites d'étude

**Les invertébrés ont été capturés au filet fauchoir entre le 23 mai et le 11 juin 2008 dans 13 sites de Camargue, dont 3 situés en zone traitée (Tableau 3).** L'échantillonnage n'a pu être réalisé sur le site de la Capelière cette année suite à la forte dégradation de la roselière (absence de roseaux verts, roseaux secs en forte diminution).

## Résultats

Globalement, les échantillons de filet fauchoir provenant des 13 sites suivis en 2008 contenaient entre 9 et 26 catégories de proies (ordre taxinomique x taille) pour un indice de disponibilité des ressources variant entre 17 (Palissade) et 471 (They Roustan) (Tableau 1). Ces sites avaient subi une durée d'assèchement variant entre 0 et 6 mois entre juin et décembre 2007.

Tableau 1. Date d'échantillonnage, nombre de captures, richesse en arthropodes et durée de l'assec sur les 13 sites échantillonnés au printemps 2008.

Sites	Date d'échantillonnage	Nombre d'invertébrés capturés	Nombre catégories de proies	Indice de disponibilité alimentaires	Durée assec (mois) entre juin et déc 2007	Nombre traitements
Verdier (TdV)	27/05/08	122	21	172	4	0
Baisse salée (TdV)	10/06/08	1533	26	426	3	0
Rendez-Vous (TdV)	23/05/08	85	21	158	3	0
Esquineau (TdV)	23/05/08	281	26	334	4	0
Sollac	23/06/08	136	25	234	5	0
Rousty	02/06/08	420	15	133	1	0
Consécanière	11/06/08	201	19	152	6	0
Pisci Sud (MdV)	09/06/08	251	22	306	3	0
Canisson (MdV)	09/06/08	91	23	62	6	0
Palunette (MdV)	09/06/08	180	20	130	3	0
Palissade*	02/06/08	71	9	17	0	15
Bélugue*	11/06/08	134	15	105	2	5
They Roustan*	10/06/08	624	24	462	?	3

*\*Sites situés dans le périmètre des traitements au Bti. Le nombre de traitements se rapporte aux roselières échantillonnées.*

La figure 2 illustre les différentes valeurs de disponibilités alimentaires obtenues après correction en fonction de la durée d'inondation au cours de l'année précédant l'échantillonnage pour les sites étudiés en 1998-1999 (centrés sur zéro), les sites non traités en 2007 et 2008 et les deux sites traités suivis en 2007 et 2008. Le site du They de Roustan pour lequel la durée d'inondation en 2007 n'est pas disponible (début des relevés hydrologiques en juin 2008), n'apparaît donc pas à la figure. Le fort chevauchement des intervalles de confiance à 95% démontre qu'il n'y a pas de différence significative entre les 40 sites de référence et les sites non traités en 2007 et 2008. Par contre, les sites situés en zone traitée montrent des indices d'abondance de ressources significativement inférieurs à la valeur moyenne des sites non traités pour chacune des deux années de suivi.

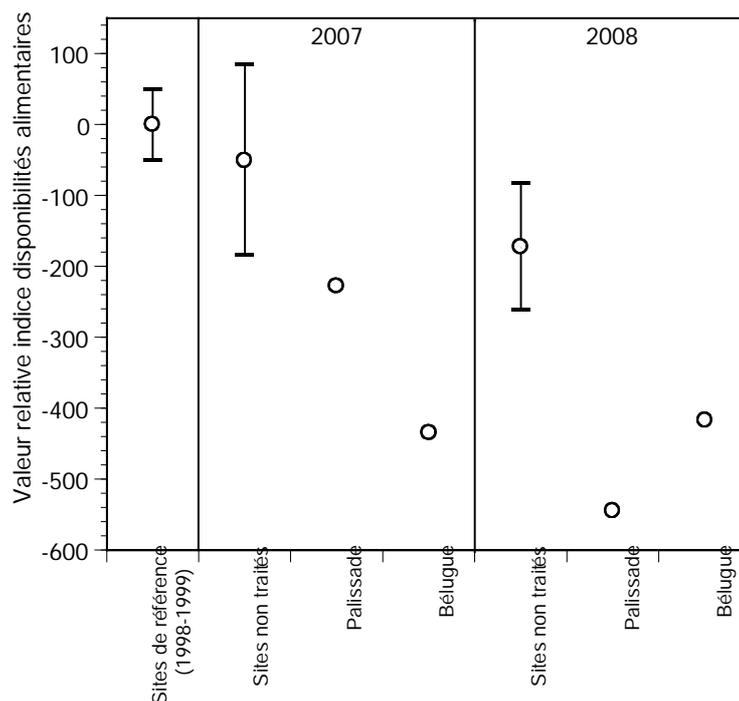


Fig. 2. Indices de disponibilités alimentaires corrigés en fonction de la durée de l'inondation aux sites étudiés en 1998-1999, aux sites traités et non traités suivis en 2007 et 2008.

Une analyse de variance hiérarchique sur l'ensemble des données révèle un impact significatif de la démoustication indépendamment de la variabilité intra-sites et intra-annuelle (Fig. 3,  $F = 20.91$ ;  $dl = 1,9$ ;  $P = 0.001$ ).

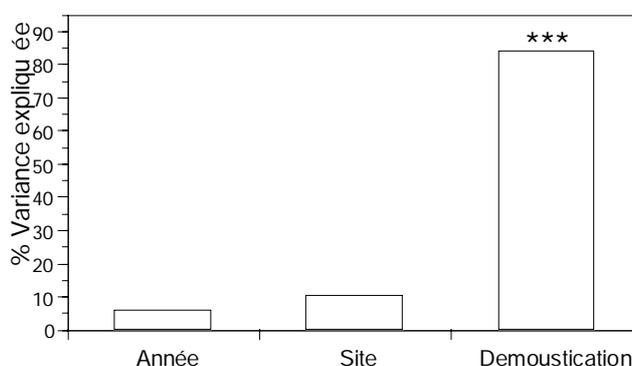


Fig. 3. Effet des variables année, site et traitement sur les disponibilités alimentaires pour les passereaux paludicoles modélisés en fonction de l'hydrologie en 2007 et 2008 selon une ANOVA hiérarchique. Seuil de signification: \*\*\*  $P < 0.001$ .

Si l'on modélise l'abondance des passereaux en fonction de l'indice d'abondance des ressources et de l'hydrologie, l'écart entre l'indice de ressources observé et théorique à la Palissade et à la Bélugue en 2008 se traduirait par une diminution de l'ordre de 50 et 66 % dans l'abondance des passereaux, toute espèce confondue, par rapport à une diminution de 26% pour les sites situés en zone non traitée. Les valeurs de disponibilités alimentaires globalement inférieures en 2008 par rapport à 2007 découlent probablement de la forte pluviométrie observée au printemps.

## **Perspectives**

Pour 2009, il est prévu de poursuivre ce suivi selon le même protocole qu'en 2008 et d'analyser les données en fonction de la composition taxinomique et de la taille des proies en sus de l'indice de disponibilités alimentaires pour les passereaux.

## Suivi 2. Effectifs et alimentation des hirondelles de fenêtre



### Problématique

L'hirondelle des fenêtres (*Delichron urbica*) est une espèce migratrice qui niche en colonie à proximité des zones habitées. Elle s'alimente principalement d'insectes capturés à la volée au-dessus des plans d'eau comme les chironomes (Nématocères) qui sont parmi les taxons non cibles les plus affectés par les traitements au Bti. Des colonies d'hirondelles des fenêtres ont été répertoriées au Sambuc, à Salin-de-Giraud, au nord du Vaccarès (Albaron et Mas de St-Andiol), aux Saintes-Maries et plus récemment à Port Saint-Louis, permettant des comparaisons entre zones traitées et non traitées. Parallèlement au comptage des nids qui révèle les tendances des populations à long-terme, l'estimation de la durée des vols d'alimentation permet d'évaluer si les traitements au Bti se traduisent par des périodes d'absence plus longue au nid suggérant une diminution des disponibilités alimentaires. Des analyses préliminaires réalisées en 2006 ayant révélé la présence d'insectes sensibles aux traitements Bti (Nématocères) dans les fientes, l'évaluation de l'impact du Bti s'appuie principalement sur une comparaison du régime alimentaire des hirondelles entre sites traités et non traités afin d'évaluer à moyen terme si les traitements au Bti se traduisent par une modification de la composition taxinomique et de la taille des proies consommées.

### Méthodes

Estimation des effectifs de population par comptage des nids actifs de chaque colonie pendant la période d'alimentation des jeunes (juin).

Estimation du nombre de vols d'alimentation pendant la période d'élevage des jeunes dans des sites traités et non traités pendant une période de deux heures (Fig. 4) entre 18:00 et 20:00 (Fig. 5) pour au moins 10 nids par colonie (Fig. 6). **A partir de 2008, trois périodes d'observation sont réalisées au cours de la période d'élevage à environ deux semaines d'intervalle.**

Collecte de fientes en début, milieu et fin de période d'alimentation des jeunes sous 10 nids à chacun des sites. **A partir de 2008, les mêmes nids sont simultanément suivis pour les vols d'alimentation et le régime alimentaire**

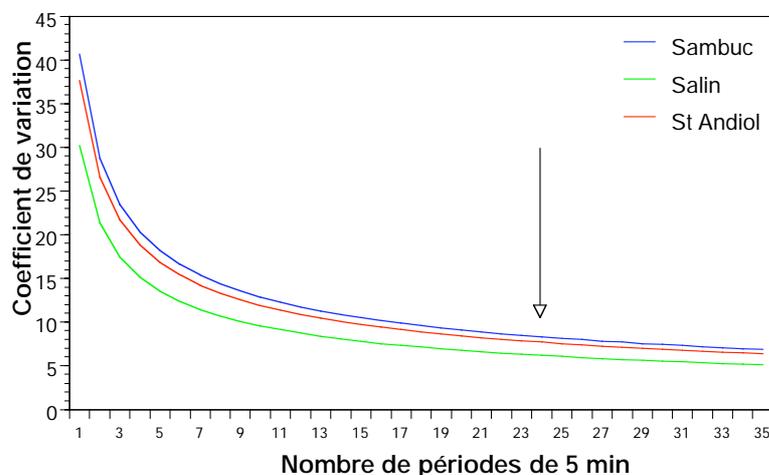


Fig. 4. Coefficient de variation du nombre de vols/5 min en fonction du nombre d'unités d'échantillonnage pour chacun des trois sites.

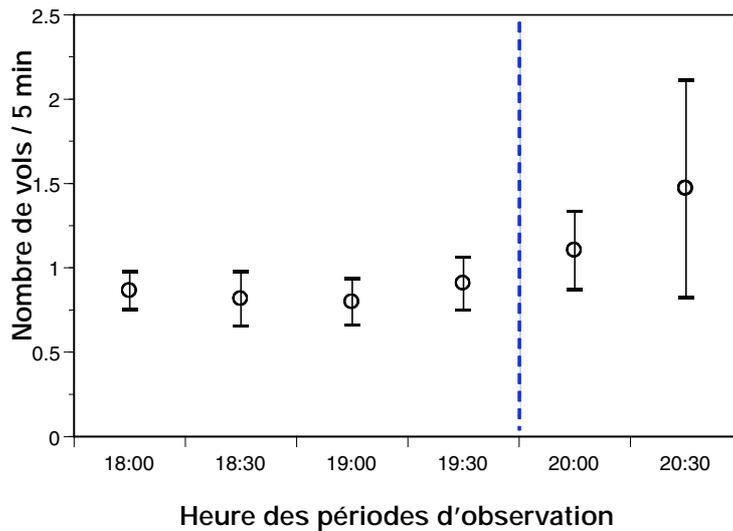


Fig. 5. Evolution du nombre moyen de vols par 5 minutes d'observation au cours de la soirée (données de tous les sites combinés).

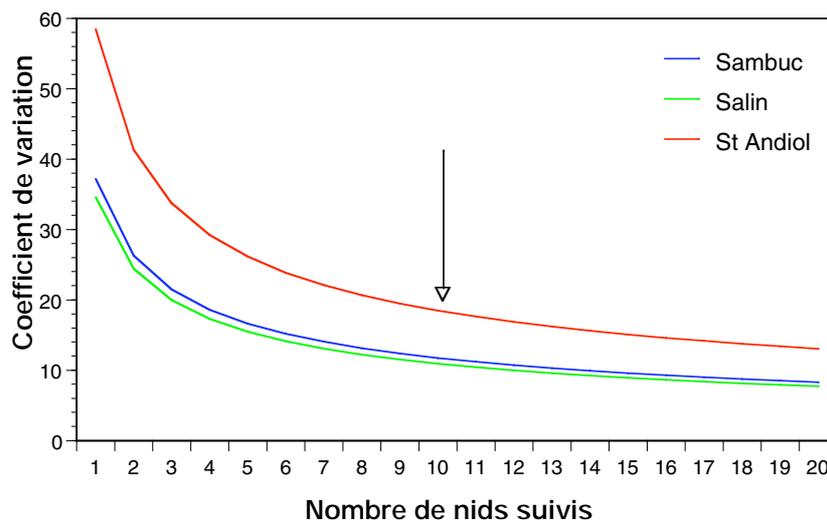


Fig. 6. Coefficient de variation du nombre de vols/5 min en fonction du nombre de nids suivis à chacun des trois sites.

### Sites d'étude

Les nids de 4 localités ont été dénombrés en juin 2008: le Sambuc, Salin-de-Giraud, Nord Vaccarès (Albaron et Mas de St-Andiol) et Port-Saint-Louis-du-Rhône. L'ajout d'une colonie sur Port-Saint-Louis permet la comparaison des paramètres suivis sur deux sites traités et deux sites témoins. L'observation des vols d'alimentation et la collecte des fientes ont été réalisés les 4-5 juin, 18-19 juin et 1-3 juillet sur les quatre sites.

## Résultats

### Dénombrement des colonies

Après une légère augmentation en 2007, le nombre de nids aux trois sites suivis depuis 2006 a subi une forte baisse en 2008 par rapport à 2007 (Tableau 2). Malgré une diminution significative du nombre de nids entre 2007 et 2008 ( $t = 5.32$ ;  $dl = 2$ ;  $P = 0.03$ ), le nombre de colonies s'est avéré stable entre les deux années ( $t = -0.50$ ;  $dl = 2$ ;  $P = 0.66$ ). Cette forte baisse des effectifs nicheurs suggère une mauvaise survie des jeunes et des adultes en périodes de migrations et/ou d'hivernage. Dans la mesure où il s'agit du premier suivi des hirondelles de fenêtres en Camargue, il n'est pas possible de préciser si ces variations annuelles sont régulières ou exceptionnelles. Selon le suivi STOC-EPS en région PACA, les populations d'hirondelles des fenêtres auraient subi un déclin de l'ordre de 60% entre 2001 et 2008.

Tableau 2. Nombre de nids et de colonies répertoriés à chacune des localités en 2006, 2007 et 2008 avec le taux de différence inter-annuelle.

Localité	Nombre de nids en 2006 (nb colonies)	Nombre de nids en 2007 (nb colonies)	Nombre de nids en 2008 (nb colonies)	Différence nids 2006-07	Différence nids 2007-08
Sambuc	96 (9)	107 (6)	59 (7)	+11,4%	-44,4%
Salin-de-Giraud	116 (5)	133 (8)	63 (7)	+14,6%	-52,6%
Nord Vaccarès	77 (2)	99 (5)	62 (4)	+28,6%	-37,4%
Port-Saint-Louis		--	21 (3)	--	--
Saintes-Maries	215 (68)	--	--	--	--

### Régime alimentaire: composition taxinomique

Plus de 600 items avaient été identifiés à partir des échantillons de fientes récoltées sur les colonies de Salin-de-Giraud et du Sambuc en juin 2006 soit avant les premiers traitements au Bti, révélant une structure du régime alimentaire similaire où les nématocères, sous-ordre des diptères comprenant les chironomes et les moustiques, représentaient respectivement 6.4 et 4.8 % des proies consommées globalement aux deux sites (Fig. 7). L'examen des fientes récoltées tout au long de la période de nidification au Sambuc et à Salin-de-Giraud en 2007 a permis d'identifier 1433 et 1361 proies, respectivement. La structure du régime alimentaire différait passablement de celle de 2006, avec une dominance moindre des fourmis volantes, au profit des coléoptères et des nématocères (Fig. 7). Ces derniers représentaient une plus forte proportion du régime alimentaire en 2007, avec 25,5 et 18,8 % des proies consommées au Sambuc et à Salin-de-Giraud, respectivement. A ces différences annuelles, s'ajoutaient des différences entre sites qui n'étaient pas présentes en 2006 et qui se traduisaient par une proportion de fourmis significativement plus élevée à Salin-de-Giraud et une proportion de punaises, de nématocères et de libellules significativement plus élevée au Sambuc.

L'échantillon analysé en 2008 totalise 1322, 992, 1608 et 1431 proies issues des colonies du Sambuc, de Salin-de-Giraud, du Nord Vaccarès et de Port Saint-Louis-du-Rhône, respectivement. L'année 2008 montre des différences encore plus marquées entre les deux sites suivis depuis 2006, notamment en ce qui concerne la consommation des nématocères qui représentent 27% des proies consommées à Salin-de-Giraud et 43% des proies consommées au Sambuc (Fig. 7).

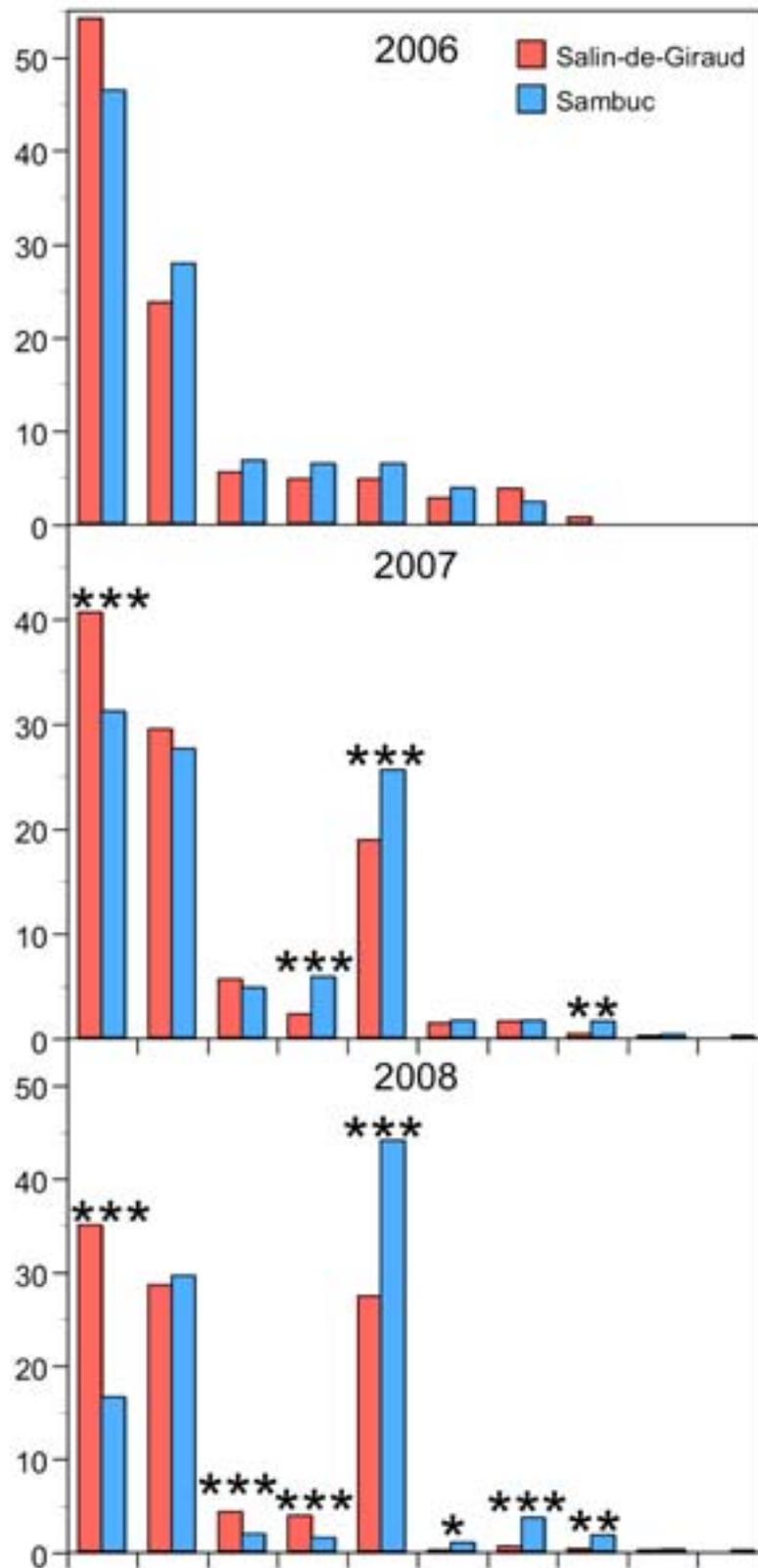


Fig. 7. Structure du régime alimentaire des hirondelles à Salin-de-Giraud et au Sambuc en 2006, 2007 et 2008. Test  $\chi^2$  de conformité sur les résidus standardisés: \*  $P < 0.05$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

L'effet de l'année, de la période, du site et de la démoustication sur le nombre de proies consommées à l'intérieur de chaque taxon ont été évalués par analyse de variance hiérarchique intégrant l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 (Fig. 8). Ces quatre variables ont toutes un impact très hautement significatif sur la composition taxinomique du régime alimentaire, avec un effet nettement supérieur de la démoustication sur les autres variables ( $F = 14.17$  ;  $dl = 10, 171$  ;  $P < 0.00001$ ).

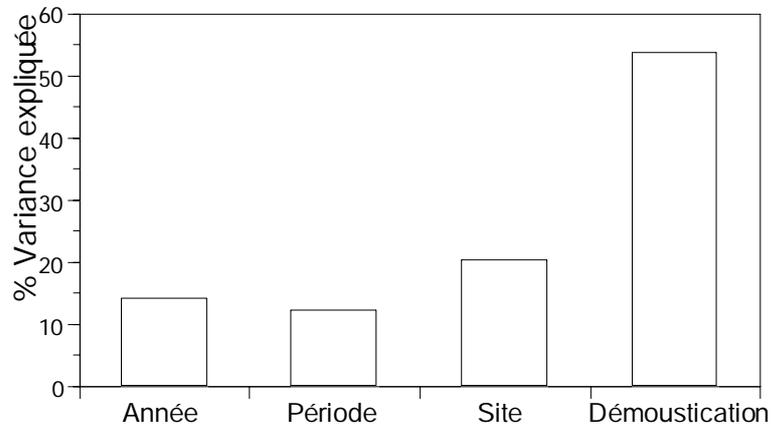


Fig. 8. Effet des variables année, période, site et traitement sur la composition du régime alimentaire pour l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 selon une ANOVA hiérarchique.

#### Régime alimentaire : taille des proies

En juin 2006 la distribution de la taille des proies consommées était similaire entre les colonies du Sambuc et de Salin-de-Giraud, alors que les proies mesurant entre 2,5 et 7,5 mm représentaient plus de 80 % du régime alimentaire aux deux sites (Fig. 9). En 2007, après traitement, la taille des proies consommées différait entre les colonies avec une plus forte proportion de petites tailles à Salin et une meilleure représentativité des grandes tailles au Sambuc, la même tendance étant observée en 2008 (Fig. 8).

L'effet de l'année, de la période, du site et de la démoustication sur la taille des proies consommées ont également été évalués par ANOVA hiérarchique intégrant l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 (Fig. 10). Ces quatre variables ont toutes un impact très hautement significatif sur la taille des proies consommées, à l'exception de l'année dont l'effet est seulement significatif. L'effet de la démoustication est cependant supérieur à celui des trois autres variables réunies ( $F = 12.14$  ;  $dl = 6, 175$  ;  $P < 0.00001$ ).

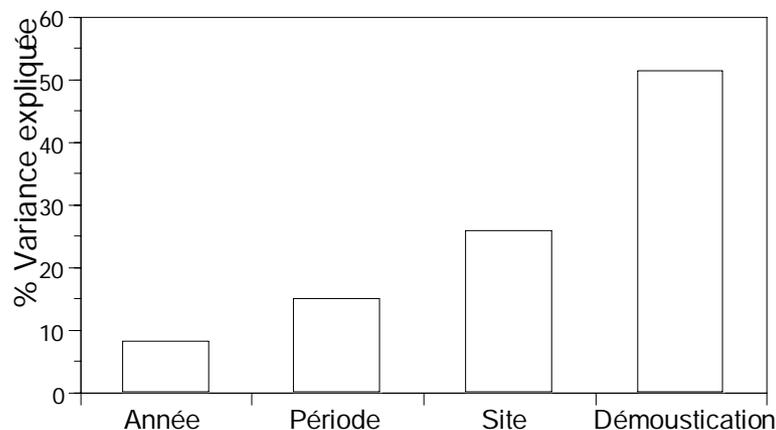


Fig. 10. Effet des variables année, période, site et traitement sur la taille des proies consommées pour l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 selon une analyse de variance hiérarchique.

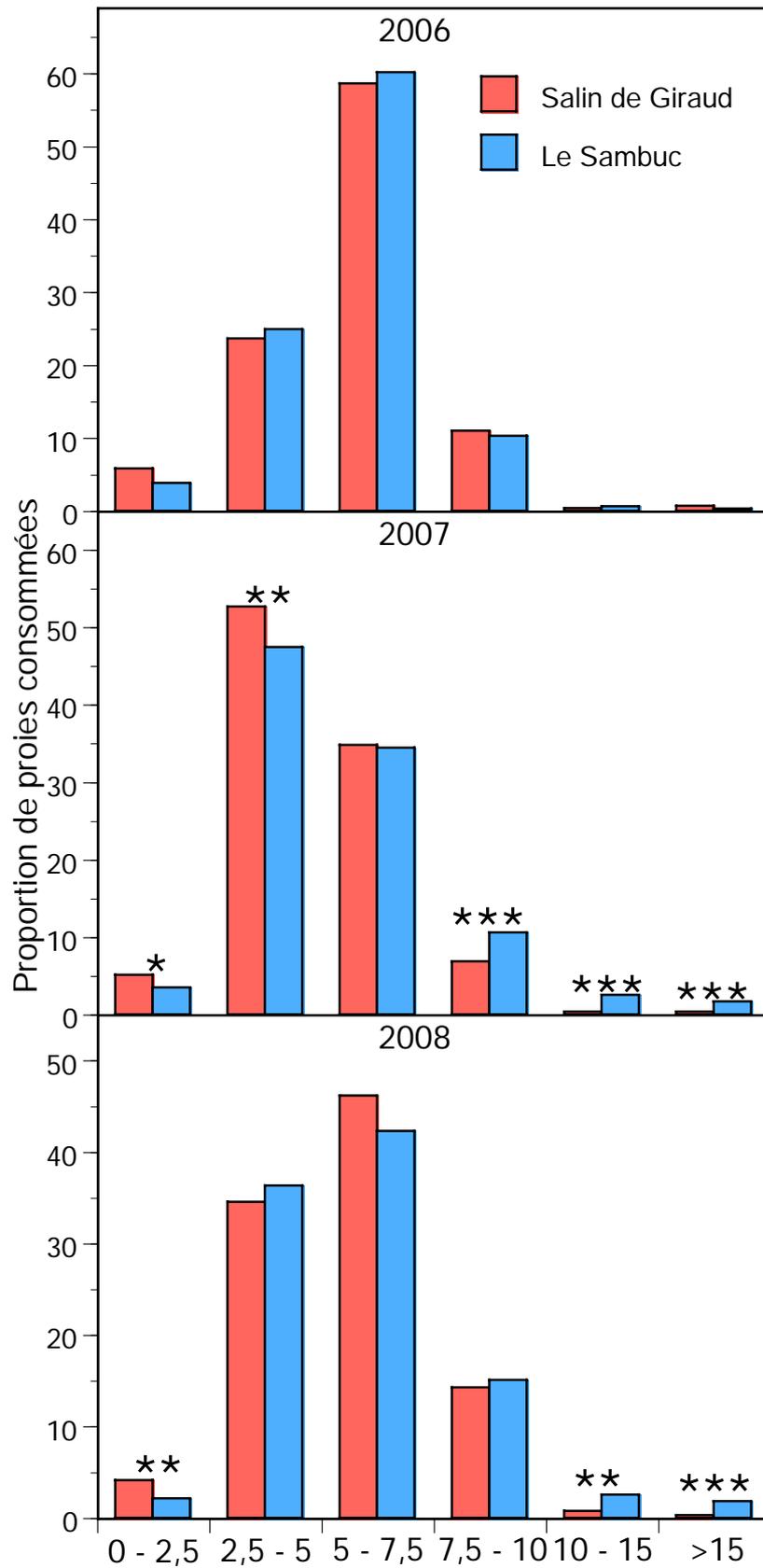


Fig. 9. Taille des proies consommées par les hirondelles à Salin-de-Giraud et au Sambuc en 2006, 2007 et 2008. Test  $\chi^2$  de conformité sur les résidus standardisés : \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

L'effet des variables année, site, période et traitement a été évalué pour chaque taxon et catégorie de proies considérées individuellement. Seuls les résultats ayant trait à l'effet spécifique de la démoustication sont présentés ici. Il ressort de ces analyses que les hirondelles consomment significativement moins d'odonates ( $F = 59.78$ ;  $dl = 1,180$ ;  $P < 0.00001$ ), de nématocères, ( $F = 15.74$ ;  $dl = 1, 180$ ;  $P = 0.0001$ ) et d'araignées ( $F = 10.40$ ;  $dl = 1, 180$ ;  $P = 0.0015$ ) et significativement plus de guêpes ( $F = 32.0$ ;  $dl = 1, 180$ ;  $P < 0.00001$ ) et de fourmis volantes ( $F = 11.68$ ;  $dl = 1, 180$ ;  $P = 0.0008$ ) sur les sites démoustiqués (Fig. 11).

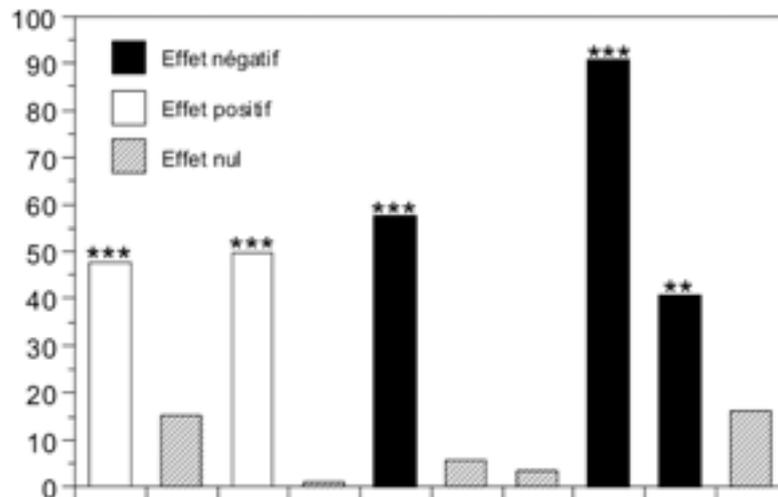


Fig. 11. Effet de la démoustication sur la composition du régime alimentaire pour l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 selon une ANOVA hiérarchique. Seuils de signification: \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

Les mêmes analyses sur la taille des proies montrent que la catégorie 0 – 2,5 mm est significativement plus consommée sur les sites traités ( $F = 29.26$ ;  $dl = 1,180$ ,  $P < 0,00001$ ), contrairement aux catégories de taille supérieure à 7,5 mm ( $F = 11,54$  à  $29,84$ ;  $dl = 1,180$ ,  $P = 0,00084$  à  $0.00001$ ) qui y sont moins fréquentes (Fig. 12).

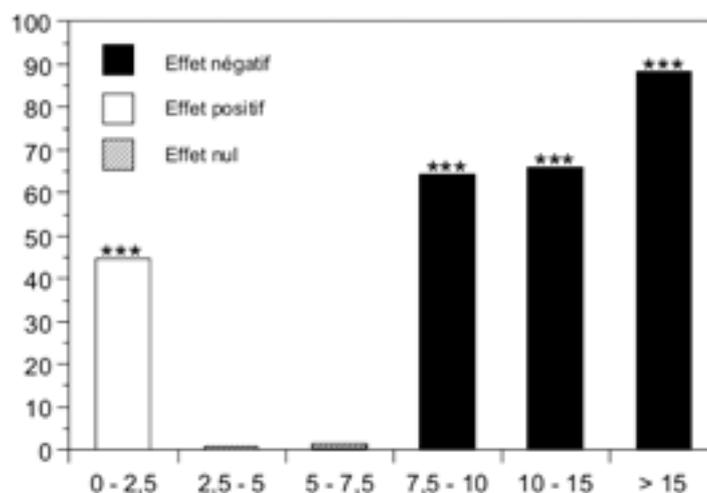


Fig. 12. Contribution de la démoustication à la taille des proies consommées pour l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 selon une ANOVA hiérarchique. Seuils de signification: \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

### Fréquence des vols d'alimentation

Le nombre de vols par tranche de 5 minutes se concluant par une alimentation des jeunes au milieu de la saison de reproduction n'avait pas différé entre les trois colonies suivies en 2006, soit avant traitement (Fig. 13, analyse de variance,  $F = 1.34$ ;  $dl = 2, 72$ ;  $P = 0.27$ ).

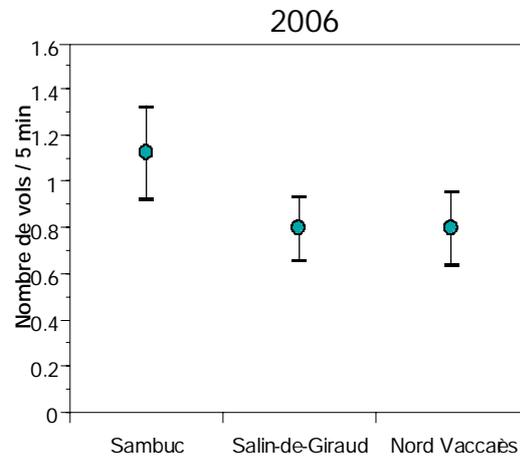


Fig. 13. Comparaison du nombre moyen (intervalle de confiance à 95%) de vols se concluant par une alimentation des jeunes aux trois sites suivis en 2006.

Quelques 2247 vols d'alimentation ont été observés en 2008. Une analyse de variance hiérarchique réalisée sur l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 (Fig. 14) révèle que les taux d'alimentation diffèrent significativement entre le début, le milieu et la fin de saison de nidification ( $F = 5.43$ ;  $dl = 4, 152$ ;  $P = 0.0004$ ) et dans une moindre mesure selon les sites ( $F = 4.42$ ;  $dl = 2, 152$ ;  $P = 0,013$ ). L'impact de la démoustication est presque significatif ( $F = 3.40$ ,  $dl = 1,152$ ;  $P = 0.067$ ) contribuant à 23% de la variance expliquée. De fait, les taux d'alimentation étaient particulièrement faibles à Salin-de-Giraud en début de saison. Par ailleurs, aucune différence significative n'a été observée dans le nombre de vols infructueux selon les années, les périodes, les sites ou traitements ( $P > 0.16$ ).

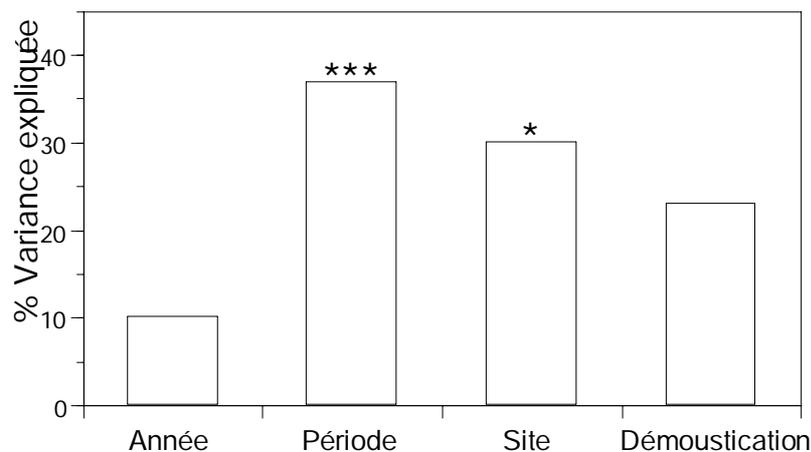


Fig. 14. Contribution des variables année, période, site et traitement à la durée des vols d'alimentation sur l'ensemble des sites suivis en 2007 et 2008 selon une ANOVA hiérarchique. Seuils de signification: \*  $P < 0.05$ , \*\*\*  $P < 0.001$ .

### Relation entre le régime alimentaire et la fréquence des vols d'alimentation

La relation entre le régime alimentaire et la durée des vols d'alimentation a été analysée par régression multiple avec procédure pas à pas ascendante sur la base de chacun des dix nids suivis par période et par site en 2008. Les paramètres considérés dans l'analyse furent la période, l'appartenance taxinomique, la taille moyenne des proies, la diversité taxinomique, la diversité des tailles, de même que le nombre de proies au sein des groupes de taxons et tailles significativement plus consommés sur les sites traités et non traités. Il ressort de cette analyses un effet significatif de la période et du groupe de taxons davantage consommés sur les sites traités ( $R = 0.43$ ,  $df = 3,13$   $P = 0.00003$ ). Ainsi, la consommation de fourmis volantes et de guêpes serait associée à une baisse du taux d'alimentation.

### **Perspectives**

Pour 2009 il est prévu de poursuivre l'échantillonnage selon le protocole réalisé en 2008 sur les quatre sites au cours de la saison de nidification divisée en trois périodes avec le suivi des mêmes nids pour l'observation des vols d'alimentation et la collecte des fientes. Il est également envisagé de suivre le succès reproducteur (taille des pontes, taux d'éclosion, survie des jeunes) pour les colonies du Sambuc et de Salin-de-Giraud.

## **Annexe**

Extraits bibliographiques sur la rémanence du Bti dans l'environnement

Boisvert, J. & Lacoursière, J.O. 1994. Le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* et le contrôle des insectes piqueurs au Québec. Document préparé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 74 p. (<http://www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/virus-nil/bti/chap5.htm>).

*La persistance du B.t.i. dans l'environnement concerne trois éléments : la persistance de l'effet toxique des cristaux, la persistance physique du cristal en tant qu'agglomération de protéines et la persistance de la bactérie sous forme de spore.*

*La persistance de l'effet toxique du B.t.i. dépend principalement de la disponibilité des cristaux. De façon générale l'effet toxique de la majorité des formulations commerciales sur la faune cible, à l'exception des briquettes, s'estompe rapidement suivant un degré de toxicité initial élevé jusqu'à sa disparition en moins de quelques jours dans une mare (Mulligan et al. 1980; Davidson et al. 1981; McLaughlin et Billodeaux 1983; Mulla 1985), et en quelques minutes en eau courante (la période d'activité toxique se limite au passage du « nuage » d'insecticide). L'éclosion et le développement de nouvelles larves de moustiques sont observables trois ou quatre jours suivant un traitement de leur habitat (Mulla 1990). Cette faible persistance de l'activité toxique est attribuable à la floculation, à l'adsorption et à la sédimentation des cristaux de B.t.i., et ce, malgré que leur durée de vie – c'est-à-dire leur présence physique – s'étende sur plusieurs années en laboratoire et sur le terrain (Dupont et Boisvert, 1985). Les cristaux ainsi « immobilisés » conservent leur potentiel toxique pour les espèces sensibles et demeurent amorphes pour tout organisme ne possédant pas les conditions physiologiques nécessaires à leur activation. Cette immobilisation n'est pas nécessairement permanente puisqu'une agitation et une resuspension des sédiments peuvent rétablir une partie de l'activité toxique (Sheeran et Fisher 1992). De même, on a pu récupérer près de 90 % de l'activité toxique des cristaux de B.t.i. par filtration des sédiments, et ce, jusqu'à 22 jours suivant leur application (Ohana et al. 1987).*

*Bien que la germination des spores et la croissance des cellules végétatives soient possibles dans les cadavres de moustiques traités au B.t.i. (Aly 1985), cette bactérie est incapable d'établir et de maintenir un degré d'infection apte à contrôler une population naturelle de moustiques ou de mouches noires (Ramoska et al. 1981).*

*Aucun cas d'activité larvicide résiduelle n'est rapporté en eaux courantes, bien que des cristaux de B.t.i. ont été retrouvés dans les tapis d'algues, de mousse et d'herbes recouvrant le fond de cours d'eau, de même qu'à plus de 60 cm sous le lit de ceux-ci dans la zone appelée « hyporhéique » (Tousignant et al. 1993). À partir des échantillons prélevés, des mortalités allant de moins de 10 % (herbes et sédiments fins) à plus de 90 % (tapis d'algues et de mousse) ont été observées en laboratoire sur des larves de moustiques. Les cristaux, comme les spores, sont donc « filtrés » par ces différents compartiments de l'habitat, lorsque l'eau chargée de ces substances y circule. Des études menées en Suède (Vought et al. 1991) et aux États-Unis (Triska et al. 1989) sur le comportement des pollutions agricoles ont clairement démontré la présence d'un échange d'eau important entre le cours d'eau, son lit et ses berges – l'eau entre dans le lit ou les berges pour en ressortir plus loin, agissant ainsi comme un filtre. Aucune étude sur le comportement des spores et des cristaux de B.t.i. n'a cependant été conduite pour déterminer combien de temps ils demeurent « immobilisés » dans ces zones.*

*Les cristaux et les spores de B.t.i. sont présents dans l'écosystème aquatique pour une période qui excède celle de l'activité toxique. La durée de vie d'un cristal de B.t.i. n'est pas précisément connue, mais en tant que matériel organique – tout comme les poils, les os et la cuticule d'insectes – les cristaux de B.t.i. sont éventuellement dégradés et leurs constituantes recyclées dans l'écosystème. La vitesse à laquelle ces cristaux seront recyclés sera dépendante de l'activité enzymatique du milieu – cette activité est liée entre autres à la présence d'organismes (ex. : algues, bactéries et moisissures) et à la température du milieu. Il*

n'y a pas, à notre connaissance, d'études exhaustives concernant l'accumulation et la durée de vie des cristaux et des spores de *B.t.i.*, à la suite de traitements répétés. Cependant, dans les zones où la réinvasion est grande (comme au Québec), les doses et l'intensité des traitements demeurent semblables au cours des ans, ce qui semble indiquer qu'il n'y a pas pour le moment de phénomène attribuable à la persistance des cristaux et de l'activité toxique de même qu'à la germination et à la multiplication de la bactérie – c'est-à-dire. un recyclage du *B.t.i.*. Ces constatations sont une indication de la faible persistance dans l'environnement du *B.t.i.* provenant des formulations insecticides.

#### Références

- Aly, C.. 1985. Germination of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* spores in the gut of Aedes Larvae (Diptera: Culicidae). *Journal of Invertebrate Pathology*. 45 : 1-8.
- Davidson, E. W., A. W. Sweeney et R. Cooper. 1981. Comparative field trials of *Bacillus sphaericus* strain 1593 and *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* commercial powder formulations. *Journal of Economic Entomology*. 74 : 350-354.
- Dupont C. et J. Boisvert. 1985. Persistence of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis* toxic activity in the environment and interaction with natural substrates. *Water Air and Soil Pollution*. 29 : 425-438.
- McLaughlin, R. E. et J. Billodeaux. 1983. Effectiveness of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* against *Psorophora columbiae* breeding in rice fields. *Mosquito News*. 43 : 30-33.
- Mulla, M. S.. 1985. Field evaluation and efficacy of bacterial agents and their formulations against mosquito larvae. pp. 227-250. Dans *Integrated mosquito control methodologies*. M. Laird et J. W. Miles (Eds.) Academic Press, San Diego, U.S.A.
- Mulla, M. S.. 1990. Activity, field efficacy, and use of *Bacillus thuringiensis israelensis* against mosquito. pp. 134-160 Dans *Bacterial control of mosquitoes and black flies: biochemistry, genetics and applications of Bacillus thuringiensis israelensis and Bacillus sphaericus*. H. de Barjac and D. J. Sutherland (Eds.), Rutgers University Press, New Brunswick.
- Mulligan, F. S., C. H. Schaffer et W. H. Wilder. 1980. Efficacy and persistence of *Bacillus sphaericus* and *B. thuringiensis* H-14 against mosquitoes under laboratory and field conditions. *Journal of Economic Entomology*. 73 : 684-688.
- Ohana, B., J. Margalit et Z. Barak. 1987. Fate of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* under simulated field conditions. *Applied and Environmental Microbiology*. 53 : 828-831.
- Ramoska, W. A., C. Pacey et S. Watts. 1981. Tests on the pathogenecity and persistence of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (serotype H-14) and *Bacillus sphaericus* Neide against larvae of *Culex restuans* Theobald. *Journal of the Kansas Entomological Society*. 54 : 56-60.
- Sheeran, W. et S. W. Fisher. 1992. The effects of agitation, sediment, and competition on the persistence and efficacy of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 24 : 338-346.
- Tousignant, M. E., J. L. Boisvert et A. Chalifour. 1993. Loss of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* larvicidal activity and its distribution in benthic substrates and hyporheic zone of streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50 : 443-451.
- Triska, F. J., V. C. Kennedy, R. J. Avanzino, G. W. Zellweger et K. E. Bancala. 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes. *Ecology*. 70 : 1893-1905.
- Vought, L. B. M., J. O. Lacoursière et N. J. Voelz. 1991. Streams in the agricultural landscape? *Vatten*. 47 : 321-328.

---

**Rosi-Marshall, E.J., Tank, J.L., Royer, T.V., Whiles, M.R., Evans-White, M., Chambers, C., Griffiths, N.A., Pokelsek, J. & Stephen, M.L. 2007. Toxins in transgenic crop byproducts may affect headwater stream ecosystems PNAS 104 (41): 16204-16208**

**Abstract** - Corn (*Zea mays* L.) that has been genetically engineered to produce the Cry1Ab protein (*Bt* corn) is resistant to lepidopteran pests. *Bt* corn is widely planted in the midwestern United States, often adjacent to headwater streams. We show that corn byproducts, such as pollen and detritus, enter headwater streams and are subject to storage, consumption, and transport to downstream water bodies. Laboratory feeding trials showed that consumption of *Bt* corn byproducts reduced growth and increased mortality of nontarget stream insects. Stream insects are important prey for aquatic and riparian predators, and widespread planting of *Bt* crops has unexpected ecosystem-scale consequences.

Tilquin M, Paris M, Reynaud S, Despres L, Ravanel P, et al. (2008) Long Lasting Persistence of *Bacillus thuringiensis* Subsp. *israelensis* (Bti) in Mosquito Natural Habitats. PLoS ONE 3(10): e3432. doi:10.1371/journal.pone.0003432

#### *Background*

*The detrimental effects of chemical insecticides on the environment and human health have lead to the call for biological alternatives. Today, one of the most promising solutions is the use of spray formulations based on Bacillus thuringiensis subsp. israelensis (Bti) in insect control programs. As a result, the amounts of Bti spread in the environment are expected to increase worldwide, whilst the common belief that commercial Bti is easily cleared from the ecosystem has not yet been clearly established.*

#### *Methodology/Main Findings*

*In this study, we aimed to determine the nature and origin of the high toxicity toward mosquito larvae found in decaying leaf litter collected in several natural mosquito breeding sites in the Rhône-Alpes region. From the toxic fraction of the leaf litter, we isolated B. cereus-like bacteria that were further characterized as B. thuringiensis subsp. israelensis using PCR amplification of specific toxin genes. Immunological analysis of these Bti strains showed that they belong to the H14 group. We finally used amplified length polymorphism (AFLP) markers to show that the strains isolated from the leaf litter were closely related to those present in the commercial insecticide used for field application, and differed from natural worldwide genotypes.*

#### *Conclusions/Significance*

*Our results raise the issue of the persistence, potential proliferation and environmental accumulation of human-spread Bti in natural mosquito habitats. Such Bti environmental persistence may lengthen the exposure time of insects to this bio-insecticide, thereby increasing the risk of resistance acquisition in target insects, and of a negative impact on non-target insects.*

---