



C
B
N
F
C

Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25)

**Bilan des expérimentations
des méthodes de contrôle 2006-2010
sur *Symphytotrichum x salignum* et
Rudbeckia laciniata
et perspectives d'action**



MAISON DE L'ENVIRONNEMENT
DE FRANCHE-COMTÉ
7, RUE VOIRIN
25000 BESANCON
TEL. 03 81 83 03 58
Fax 03 81 53 41 26
E-MAIL : cbnfc@cbnfc.org



Septembre 2011

VUILLEMENOT M., 2011. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Bilan des expérimentations des méthodes de contrôle 2006-2010 sur Symphyotrichum x salignum et Rudbeckia laciniata et perspectives d'actions*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Syndicat mixte du marais de Saône, 68 p. + 1 volumes d'annexes.

Cliché de couverture : comptage des asters américains, inflorescences d'asters américains, inflorescences de Rudbéckie laciniée et placette de Rudbéckie laciniée fauchée (G. BAILLY, C. HOUDE et M. VUILLEMENOT)

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL
DE FRANCHE-COMTÉ

**Plan de lutte contre
les espèces végétales invasives
du marais de Saône (25)**

**Bilan des expérimentations des méthodes de contrôle 2006-2010
sur *Symphotrichum x salignum* et *Rudbeckia laciniata*
et perspectives d'action**

Septembre 2011

Inventaires de terrain : MARC VUILLEMENOT,
CÉLINE HOUDE, RÉMI COLLAUD, YORICK FERREZ,
LYDIA GRENIER-SOLIGET, CÉDRIC GUILLAUME,
ANDRÉ TOUCHARD, BENOÎT THUAIRE

Analyse et saisies des données : MARC
VUILLEMENOT

Rédaction : MARC VUILLEMENOT

Mise en page : LYDIA GRENIER-SOLIGET

Relecture : ERIC BRUGEL, FRANÇOIS DEHONDT

Contribution et avis : JULIEN AÏT EL MEKKI,
SYLVAIN MONCORGÉ

Etude réalisée par le Conservatoire botanique national de Franche-Comté

pour le compte du Syndicat mixte du marais de Saône

Remerciements : aérodrome de la Vèze

Sommaire

INTRODUCTION	1
I RAPPEL DE LA PROBLÉMATIQUE	1
1.1 L'invasion biologique	1
1.2 Le marais de Saône et les plantes invasives	2
II LES ESPÈCES VÉGÉTALES INVASIVES DU MARAIS DE SAÔNE	3
2.1 Méthodes	3
2.2 Les espèces présentes	3
2.3 Essai d'évaluation de la dynamique de colonisation des asters américains et de la Rudbéckie laciniée au sein du marais de Saône	5
2.3.1 Les asters américains	5
2.3.2 La Rudbéckie laciniée	6
III EXPÉRIMENTATION DE MÉTHODES DE LUTTE CONTRE LES ASTERS AMÉRICAINS ET LA RUDBÉCKIE LACINIÉE	13
3.1 Choix des moyens de lutte et des sites expérimentaux	13
3.1.1 Les moyens de lutte	13
3.1.2 Les sites expérimentaux	13
3.2 Protocoles de suivi des placettes expérimentales	14
3.3 Suivi des asters américains (<i>Symphotrichum x salignum</i>)	19
3.3.1 Placettes n° 1	19
3.3.2 Placettes n° 2	22
3.3.3 Placettes n° 3	25
3.3.4 Placettes n° 4	28
3.3.5 Analyse globale de l'évolution des asters	31
3.3.5.1 Analyse de l'évolution de la végétation	31
3.3.5.2 Comparaison de l'évolution des descripteurs	32
3.3.5.3 Bilan synthétique des expérimentations sur les asters	37

3.4 Suivi de la Rudbéckie laciniée (<i>Rudbeckia laciniata</i>)	39
3.4.1 Placettes n° 5	39
3.4.2 Placettes n° 6	43
3.4.3 Analyse globale de l'évolution de la Rudbéckie	47
3.5 Evaluation des suivis de végétation	49
3.5.1 Les moyens de lutte expérimentés	49
3.5.1.1 <i>La répétitivité des échantillons</i>	49
3.5.1.2 <i>La diversité des moyens de lutte</i>	49
3.5.2 Les protocoles	49
3.5.2.1 <i>Les pas de temps du suivi</i>	49
3.5.2.2 <i>La localisation des placettes et le choix des échantillons</i>	49
3.5.3 Les aléas méthodologiques	50
3.5.3.1 <i>La perturbation des placettes par le bétail ou la faune sauvage</i>	50
3.5.3.2 <i>L'évolution de l'apparence des plantes invasives étudiées</i>	51

IV UNE STRATÉGIE DE LUTTE CONTRE LES ESPÈCES VÉGÉTALES INVASIVES

DU MARAIS DE SAÔNE	51
4.1 Les actions préventives et correctives	51
4.1.1 Restaurer le fonctionnement hydrologique du marais et réduire la trophie des sols	51
4.1.2 Accompagner les travaux d(e) (ré-)ouverture et raisonner les transferts de matériaux	52
4.1.3 Entretenir les milieux ouverts	52
4.1.4 Maintenir une veille pour une détection précoce des foyers	53
4.1.5 Informer et sensibiliser sur la présence et l'impact des espèces invasives dans le marais	53
4.2 La gestion directe des espèces	53
4.2.1 La Renouée du Japon	53
4.2.2 Le Solidage glabre	54
4.2.3 Les asters américains	54
4.2.4 La Rudbéckie laciniée	61

CONCLUSION

65

BIBLIOGRAPHIE

67

Introduction

Ce rapport est réalisé dans le cadre d'un appel à projet du Ministère de l'écologie et du développement durable de 2006 auquel a répondu le Syndicat mixte du marais de Saône. La zone humide gérée par cette collectivité locale a été labellisée site pilote pour la reconquête de l'eau, afin de récompenser un programme d'actions quinquennal alors proposé par le Syndicat, comportant des actions de restauration et de mise en valeur du marais de Saône. Parmi elles figure la lutte contre les plantes invasives, considérée comme un enjeu majeur de gestion pour la préservation de la diversité biologique du marais.

La réalisation de cet objectif a été conduite en partenariat avec le Conservatoire botanique national de Franche-Comté, auquel a été confiée la définition d'un plan de lutte opérationnel.

Trois opérations principales ont été engagées entre 2006 et 2010 :

- inventaire et cartographie des populations d'espèces végétales invasives en 2006 et en 2010 ;
- expérimentation de méthodes de lutte, suivies annuellement pour évaluer leur efficacité ;
- sensibilisation des élus locaux et du grand public aux problèmes des plantes invasives et communication sur les protocoles utilisés et les résultats obtenus dans le cadre des expérimentations.

Ce rapport final, précédé de rapports annuels et intermédiaires (VUILLEMENOT, 2007, 2008, 2009), présente les résultats des deux premières opérations et répond au souci de communication précédemment évoqué. Au vu des éléments recueillis durant les cinq années, une stratégie de lutte des espèces végétales invasives est proposée pour le marais de Saône, comprenant des perspectives d'actions susceptibles d'améliorer la mise en œuvre des travaux de lutte.

Rappel de la problématique

1.1 L'invasion biologique

Est considérée comme invasive sur un territoire donné une espèce réunissant les caractéristiques suivantes (JEANMONOD, 2005 ; MULLER, 2005) :

- être allochtone, c'est-à-dire étrangère au peuplement du territoire concerné, en ayant été introduite par l'homme dans ce territoire, fortuitement ou volontairement à des fins ornementales ou fourragères notamment ;
- être naturalisée, c'est-à-dire avoir adopté un comportement de plante indigène ;
- être envahissante et perturbatrice, c'est-à-dire proliférer dans les milieux naturels, semi-naturels et artificiels en y produisant des changements significatifs de composition, de structure et/ou de fonctionnement des écosystèmes.

Par conséquent, certaines espèces autochtones peuvent être envahissantes dans certaines conditions sans toutefois être qualifiées d'invasives du fait de leur statut d'indigénat. Il s'agit par exemple de l'Ortie dioïque, qui couvre des centaines de mètres carrés au lieu-dit « le Creux-sous-Roche », au sein du marais de Saône. Elle est y favorisée par la richesse des éléments nutritifs déposés lors des inondations. De la même manière, des espèces sociales comme le Phragmite ou la Laïche à angles aigus peuvent constituer dans des conditions favorables d'hydromorphie des entités paysagères quasiment monospécifiques. Cependant, la gestion de ces espèces ne se heurte globalement pas aux mêmes difficultés que celle des espèces invasives, compte tenu de la supériorité du caractère compétiteur de ces dernières.

Les invasions biologiques sont reconnues comme étant une des pressions majeures qui s'exercent sur les écosystèmes au niveau mondial, avec la destruction des habitats naturels, les pollutions ou la surexploitation des ressources. Les écosystèmes aquatiques continentaux sont particulièrement concernés par ce phénomène, et figurent aujourd'hui parmi les milieux les plus envahis au monde (colloque ONEMA/CEMAGREF 2010, gestion des espèces invasives).

Outre les perturbations induites dans les écosystèmes et les pressions exercées sur les espèces autochtones, les espèces invasives peuvent également avoir des conséquences socio-économiques graves en posant des problèmes de santé publique ou en engendrant des perturbations dans les secteurs agricoles, aquacoles ou forestiers (European Commission, 2004).

1.2 Le marais de Saône et les plantes invasives

D'une superficie de 750 hectares environ, le marais de Saône se situe en limite occidentale des premiers plateaux du massif jurassien, à une altitude comprise entre 380 et 390 mètres. A 10 kilomètres du sud-est de Besançon, cette zone se situe dans le département du Doubs et s'insère entre les villages de Saône, de La Vèze, de Morre et de Montfaucon.

Le contexte géologique et géomorphologique du marais, les précipitations régulières et abondantes et l'intense exploitation pastorale du marais jusque dans la première moitié du XX^{ème} siècle ont généré une mosaïque de milieux humides d'une grande qualité (PERRINET et MONCORGE, 1997). La reconnaissance de

la richesse biologique de cette vaste zone humide passe par divers statuts. Ce territoire figure en effet à l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique. Il s'agit d'une zone humide bénéficiant à ce titre de l'application de la loi sur l'eau de 1992. Une mesure de protection réglementaire (arrêté préfectoral de protection de biotope) s'applique également sur la quasi totalité du marais. Enfin, le marais de Saône est inscrit au réseau européen Natura 2000.

Affectée par diverses atteintes graves, telles que le déclin de l'activité agricole, le boisement massif ou encore la perturbation du fonctionnement hydrologique et de la qualité des eaux, cette zone humide souffre également d'un envahissement intense d'espèces exotiques. L'étude des groupements végétaux démontre en effet que plusieurs habitats d'intérêt communautaire (mégaphorbiaies, milieux aquatiques) ou d'intérêt local (magnocariçaies et roselières) sont fortement appauvris par ces pestes végétales (PERRINET et MONCORGE, 1997 ; VUILLEMENOT, 2007). Dès lors, la lutte contre les plantes invasives apparaît comme un enjeu majeur de gestion dans l'objectif de préserver l'intérêt biologique du marais.



M. VUILLEMENOT

Photo n° 1 : cariçaie et fourrés marécageux envahis par les asters américains

Les espèces végétales invasives du marais de Saône

Le premier enjeu du plan de lutte contre les espèces invasives du marais de Saône a été d'identifier les espèces concernées et de connaître l'ampleur de leur répartition au sein de la zone humide. Réalisé en 2006, cet état initial a été révisé en 2010 lors d'une seconde campagne cartographique visant à apprécier la dynamique d'expansion de ces espèces durant ce laps de temps.

2.1 Méthodes

L'inventaire des espèces invasives a été conduit sur la base de la liste établie par FERREZ (2006). Ce document énumère et hiérarchise les espèces invasives ou potentiellement invasives en Franche-Comté, selon leur caractère invasif avéré ou

potentiel dans la région et selon le niveau de priorité d'intervention de chacune.

La cartographie des populations d'espèces invasives a été réalisée en parcourant systématiquement le secteur étudié, en identifiant au niveau spécifique chaque population et en la repérant précisément grâce au système GPS. Différents paramètres, présentés dans le tableau n° 1, ont été relevés. Les effectifs ont été évalués par comptage exhaustif ou par comptage des tiges d'un échantillon suivi d'une extrapolation du résultat à l'ensemble de la population (au prorata de la surface réelle). Le recouvrement correspond à la proportion d'occupation d'une espèce invasive au sein d'un polygone. Cette donnée est particulièrement utilisée pour les surfaces colonisées selon une structure aléatoire et pour les espaces difficilement accessibles, comme les mosaïques de fourrés marécageux et de cariçaies ou de mégaphorbiaies.

Tableau n° 1 : informations recueillies lors de la cartographie des espèces végétales invasives du marais de Saône

habitat	roselière, cariçaie, mégaphorbiaie, moliniaie, aulnaie, coupe forestière, drain...
sol	pseudogley, gley, sol tourbeux, sol brun colluvial, remblais...
ombrage	aucun, faible (1 à 25 %)...important (76 à 100 %)
recouvrement (%)	
effectifs	nombre de tiges (1 à 10 ; 10 à 100 ; 100 à 1000 ; 1000 à 10000)
structure_population	inconnue, agrégative, régulière, aléatoire
état_phénologique	adulte, juvénile, floraison, fructification, dissémination des graines...

2.2 Les espèces présentes

L'état initial de 2006 a recensé cinq taxons considérés comme invasifs en Franche-Comté et ayant un impact majeur sur les écosystèmes : l'Elodée du Canada (*Elodea canadensis* Michx.), la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica* Houtt. et *R. x bohemica* Chrtek & Chrtkova), les asters américains (*Symphotrichum x salignum* (Willd.) M. Nesom), la Rudbéckie laciniée (*Rudbeckia laciniata* L.) et le Solidage glabre (*Solidago gigantea* Aiton).

Chacune de ces espèces a fait l'objet d'une monographie dans le rapport initial du plan de lutte (VUILLEMENOT, 2007), abordant :

- les caractéristiques biologiques et les modes de dissémination ;
- l'historique de la présence de l'espèce dans le marais de Saône et sa distribution en 2006 ;

- son impact sur les milieux ;
- la stratégie adoptée au niveau régional à l'encontre de cette espèce au regard de la liste hiérarchisée des plantes invasives et potentiellement invasives en Franche-Comté (FERREZ, 2006) ;
- une synthèse bibliographique sur les moyens de lutte correspondants.

Ces éléments, essentiels pour la définition de la gestion de chaque espèce, ne sont pas repris dans le présent rapport. Toutefois, il convient de rappeler les préconisations faites pour chacune de ces espèces.

L'Elodée du Canada (*Elodea canadensis* Michx.), présente dans toutes les pièces d'eau et dans les drains inondés de la moitié sud du marais, est une

hydrophyte aquatique présente de longue date en Franche-Comté, qui ne semble plus en phase de prolifération dans le marais de Saône. Sa fréquence ne rend donc plus son contrôle envisageable, surtout quand on prend en considération le fait que toute intervention sur cette espèce contribue plutôt à sa dissémination, étant donné les risques importants de fragmentation et de bouturage.



M. VUILLEMENOT

Photo n° 2 : Elodée du Canada

La Renouée du Japon (*Reynoutria japonica* Houtt. et *R. x bohemica* Chrtek & Chrtkova) est une espèce rudérale, colonisant préférentiellement les sols riches en azote, graveleux, frais à humides. Elle a ainsi uniquement été observée jusqu'à présent en bordure d'axes routiers (N57, D464) ou dans des zones de décombres (deux stations à proximité de la D246 et une au Moulin de Saône). Afin de prévenir le développement des individus observés dans leur localité, des préconisations de gestion ont rapidement été formulées à l'attention des structures gestionnaires ou des propriétaires des parcelles concernées, qui ont concrétisé ces préconisations pour la plupart des stations. Toutefois, cette espèce ne constitue pas une menace pour les milieux les plus typiques du marais, du fait de sa faible affinité pour les sols hydromorphes.

Les trois autres espèces correspondent à des astéracées couramment utilisées en horticulture. Le Solidage glabre (*Solidago gigantea* Aiton), naturalisé de longue date en Franche-Comté, figure parmi les espèces invasives les plus dynamiques et les plus envahissantes en France. Par conséquent, la présence d'une unique station de faible surface en bordure d'un étang de la Vaivre, vers le Petit Saône, a conduit à privilégier son élimination rapide. Suite à une première fauche en juin 2009, suivie de deux interventions en 2010, la plante a pu être considérée comme quasiment disparue en 2011 (Ch. VERRIER, *comm. pers.*).



M. VUILLEMENOT

Photo n° 3 : inflorescence de Solidage glabre

En revanche, les asters américains (*Symphyotrichum x salignum* (Willd.) M.Nesom) et la Rudbéckie laciniée (*Rudbeckia laciniata* L.) sont deux espèces invasives pour lesquelles le marais de Saône constitue une réelle originalité. Les asters, relevant du groupe complexe *novi-belgii* (voir VUILLEMENOT, 2007), sont naturalisés depuis le 19^e siècle en Franche-Comté dans certaines ripisylves ou zones de décombres, mais souvent sous forme de petits massifs. Leur répartition régionale est longtemps restée finalement méconnue, notamment en raison de leur développement automnal. En revanche, l'ampleur de l'invasion des asters dans le marais de Saône et en particulier dans les habitats les plus humides met vivement en lumière le pouvoir colonisateur de ces plantes au sein de territoires marécageux.

Pour sa part, la Rudbéckie laciniée s'illustre par sa rareté sur le territoire national, puisqu'il s'agit d'une plante essentiellement connue dans le massif vosgien, sur les versants alsaciens et lorrains. En Franche-Comté, elle n'a jusqu'à présent été identifiée que dans deux localités : en Haute-Saône, le long du Breuchin, un cours d'eau précisément issu du massif vosgien, et dans le Doubs, dans le marais de Saône. Bien qu'encore plus localisée que les asters dans cette dernière zone humide, l'agressivité de la Rudbéckie sur les milieux humides s'avère supérieure en raison de son gigantisme (jusqu'à 2,5 mètres de hauteur), donnant lieu à des peuplements

inextricables générateurs d'importantes quantités de biomasse.

Pour les raisons évoquées précédemment, l'attention du plan de lutte du marais de Saône a donc dès le départ été focalisée sur les asters américains et la *Rudbéckie laciniée*.

2.3 Essai d'évaluation de la dynamique de colonisation des asters américains et de la *Rudbéckie laciniée* au sein du marais de Saône

En 2010, la cartographie des deux taxons précédemment cités a été actualisée, afin de tenter d'apprécier leur dynamique de colonisation au cours des cinq années écoulées. Cet exercice est complexe et nécessite d'être étudié avec un certain recul, pour les raisons suivantes :

- le marais de Saône, zone humide de 750 hectares, est une mosaïque d'habitats intriqués souvent particulièrement difficiles d'accès, ne pouvant pas toujours faire l'objet d'une prospection fine ;
- les asters américains présentent la faculté de « se diluer », notamment dans les prairies, à plus ou moins fortes densités, complexifiant la délimitation des contours cartographiques ;
- la période de levée de terrain, si elle a bien été identique en 2006 et en 2010, ne facilitait pas le repérage des asters principalement, dont la floraison est automnale ; le mois de juillet a toutefois été retenu afin de pouvoir encore cartographier les espaces fauchés du marais, dont une partie est soumise à une fauche tardive estivale (enceinte de l'aérodrome principalement) ;
- les cinq années séparant les deux photographies cartographiques est sans doute une période brève pour révéler des modifications profondes dans la distribution des taxons étudiés.

2.3.1 Les asters américains

Les cartes n° 1.A et 1.B présentent la répartition des asters américains. Celle-ci appelle deux commentaires principaux.

D'abord, les principaux foyers sont confirmés. Au sud du marais, l'enceinte de l'aérodrome de la Vèze et ses abords apparaissent toujours comme le point de départ de la dissémination, étant donné

l'omniprésence de la plante dans ces espaces, sous forme « diluée » ou sous l'aspect de vastes colonies monospécifiques de part et d'autre des drains. Dans l'enceinte, de l'aire de parachutisme, au sud-est, à la voie ferrée, au nord-est, la cartographie n'a pas pu être menée à son terme en 2006 et en 2010 en raison de la fauche exercée et de l'omniprésence de la plante. Ainsi, les vides cartographiques ne correspondent pas dans cet espace à l'absence des asters, de même que les localisations enregistrées en 2006 et pas en 2010 ou inversement n'impliquent pas une disparition ou une apparition de la plante durant ce laps de temps.

A l'ouest de l'enceinte de l'aérodrome, la plupart des milieux ouverts sont colonisés. Les espaces ayant fait l'objet d'opérations de réouverture ou d'abattage, sans gestion ultérieure, sont particulièrement touchés, comme la frange nord-ouest de l'aérodrome, extérieure à l'enceinte grillagée, où les peuplements d'asters sont représentés sous forme surfacique. En revanche, dans la Tourbière de Morre, les asters sont fréquents mais ne sont représentés que de manière ponctuelle, ceci étant probablement dû à deux raisons : d'une part du fait du caractère plus récent de la présence des asters par rapport à l'enceinte de l'aérodrome (hypothèse que ce dernier serait le point de départ de l'espèce) et d'autre part en raison de la gestion par pâturage de la Tourbière depuis 2006, qui contiendrait le développement des asters.

L'autre foyer principal se situe à l'ouest du Petit-Saône. Ici aussi, les habitats les plus touchés coïncident avec des espaces ayant subi des travaux de gestion plus ou moins récents favorisant la mise en lumière, comme au niveau des prairies et des étangs de la Vaivre, de même qu'en périphérie des étangs au nord de la voie romaine.

Ensuite, la prospection 2010 ne met pas en évidence nécessairement de fronts actifs de colonisation progressant de manière régulière, comme cela a pu être le cas autour de l'aérodrome encore une fois. En revanche, de nouvelles stations éloignées des principaux foyers et distribuées de manière aléatoire ont été repérées, telles que celles sur la frange ouest du marais (la Couvre notamment) ou au nord (est de la Fontaine au Loup). Ces observations confirment que des diaspores d'asters sont présentes et circulent dans l'ensemble du marais (naturellement sous forme d'akènes ou involontairement lors de transports de terres par exemple) et qu'aucune zone du marais n'est potentiellement à l'abri.

Enfin, deux zones principales s'illustrent sur la carte n° 1 par la quasi-absence d'observation des asters en 2010 par rapport à 2006. L'une se situe au nord-est de l'aérodrome, entre la voie ferrée et la N57 ; l'apparente régression des asters peut ici être directement liée à la fermeture du milieu, créant un ombrage défavorable à cette plante invasive. Cet espace est occupé par une saulaie marécageuse évoluant activement vers une aulnaie.

L'autre zone se situe au sud-ouest de la Tourbière de Morre. De nombreux pointages n'ont pas été confirmés en 2010, probablement en raison du pâturage pratiqué depuis 2006, qui nuit au développement des asters, en les faisant disparaître ou au moins (plus vraisemblablement) en les « nanifiant » et en les rendant ainsi peu visibles.

2.3.2 La Rudbéckie laciniée

La carte n° 2 présente la répartition de la Rudbéckie laciniée. Celle-ci est beaucoup plus localisée que les asters, étant pour l'instant située uniquement au sud de la voie ferrée, dans un rayon de moins de 100 mètres de part et d'autre du ruisseau des Marais, sur une distance d'un kilomètre. La superposition des cartographies 2006 et 2010 révèle peu de différences : quelques petites stations n'ont toutefois pas été retrouvées, tandis que deux nouvelles stations seulement ont été nouvellement observées. La plus préoccupante parmi ces deux dernières se situe à 80 mètres à l'est du ruisseau des Marais, dans une mosaïque d'habitats hygrophiles favorables à une colonisation active.

Malgré tout, la dynamique de propagation de la Rudbéckie laciniée peut être jugée finalement faible durant les cinq dernières années, alors que les observations de cette plante en fin d'été témoignent d'une fructification abondante, paraissant suivre une maturation normale, et d'une dissémination aisée, les akènes tombant souvent « en pluie » sur le sol et pouvant être transportés dans le pelage d'animaux.



M. VUILLEMENOT

Photo n° 4 et 5 : Rudbéckie laciniée. A gauche : akènes. A droite : capitule au stade de dissémination des graines

Carte n°1.A : comparaison de la répartition des asters américains (*Symphotrichum x salignum*) en 2006 et en 2010 partie nord du marais de Saône (25)

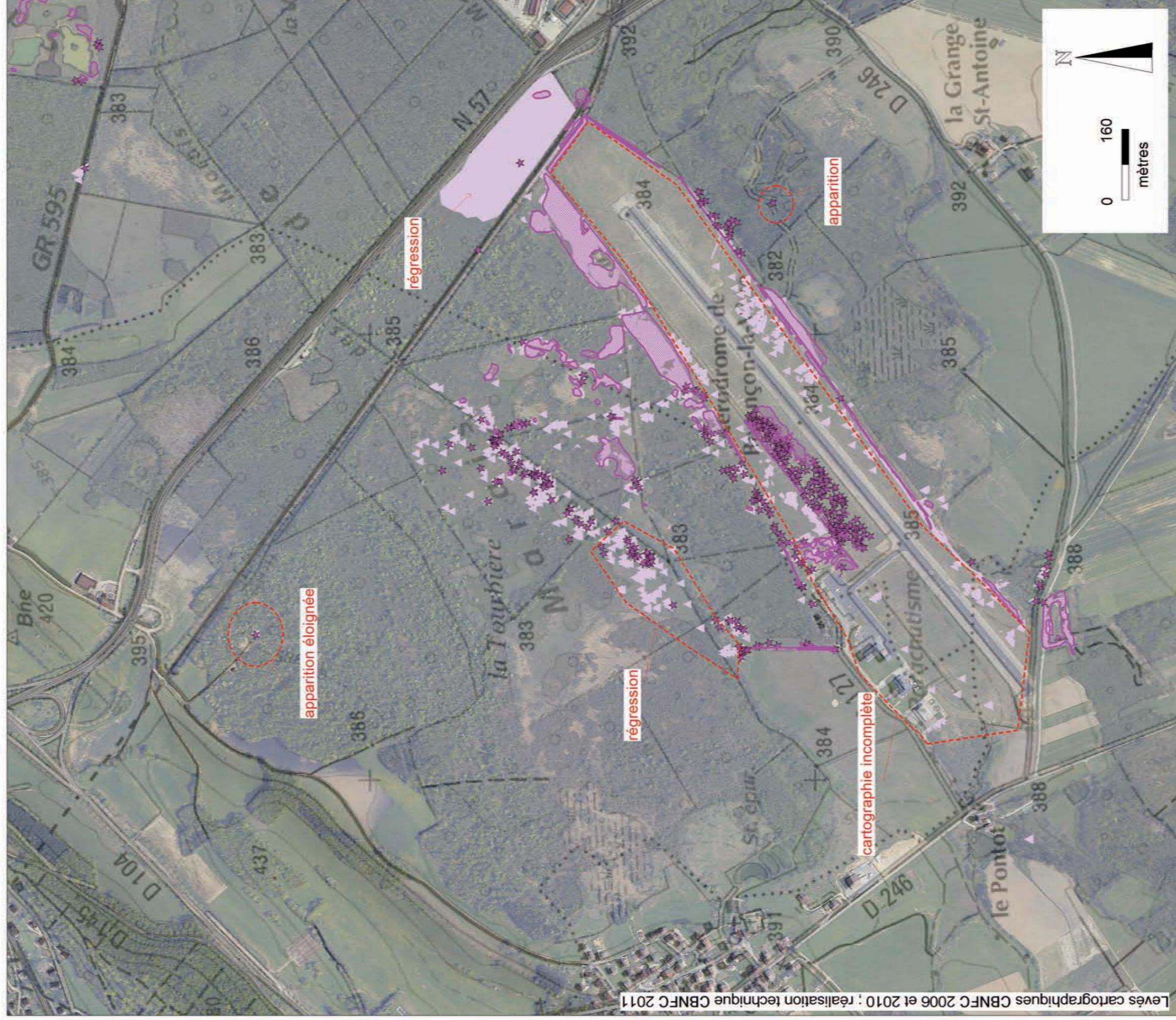


-  observation ponctuelle en 2006
-  observation ponctuelle en 2010
-  observation surfacique en 2006
-  observation surfacique en 2010

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



Carte n°1.B : comparaison de la répartition des asters américains (*Symphotrichum x salignum*) en 2006 et en 2010 partie sud du marais de Saône (25)

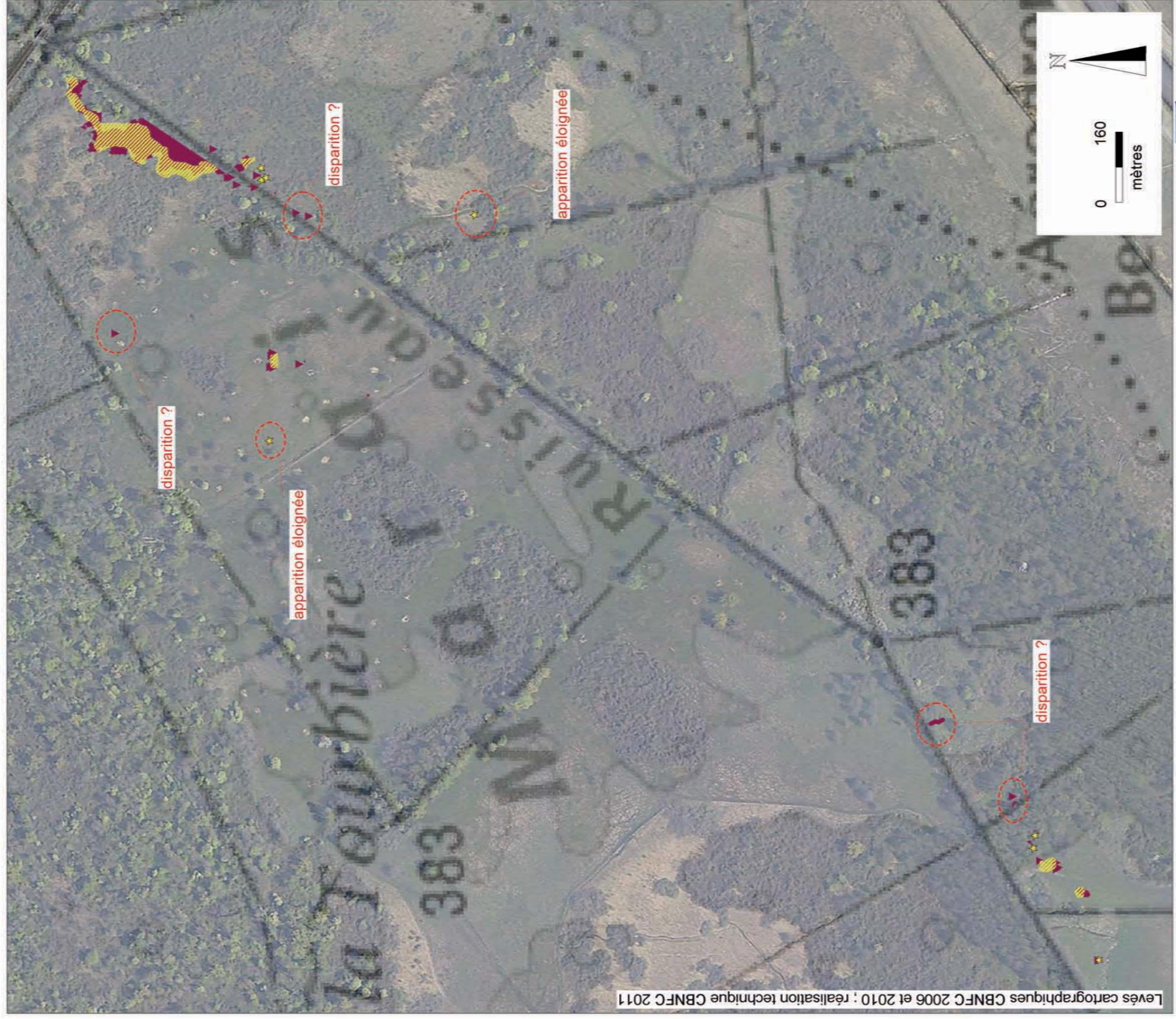


-  observation ponctuelle en 2006
-  observation ponctuelle en 2010
-  observation surfacique en 2006
-  observation surfacique en 2010

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



Carte n°2 : comparaison de la répartition de la Rudbéckie laciniée (Rudbeckia laciniata) en 2006 et en 2010



- observation ponctuelle en 2006
- observation ponctuelle en 2010
- observation surfacique en 2006
- observation surfacique en 2010

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



Expérimentation de méthodes de lutte contre les asters américains et la Rudbéckie laciniée

Le souci d'opérationnalité du plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône, exprimé dès le début du projet, imposait de rechercher, au travers de la bibliographie, des méthodes de contrôle adaptées aux espèces en question, et surtout de les tester dans les différents contextes du marais de Saône.

3.1 Choix des moyens de lutte et des sites expérimentaux

3.1.1 Les moyens de lutte

Il est apparu très tôt que le contrôle en milieu naturel des asters américains et de la Rudbéckie laciniée était très peu documenté, bien que les méthodes de lutte contre les asters puissent être calquées sur celles des solidages américains, davantage étudiés (MULLER, 2004). Par ailleurs, la Rudbéckie laciniée s'apparente aux espèces précédentes du point de vue de la forme biologique, équivalente à des géophytes (plantes dont les organes pérennants passent la saison défavorable dans le sol) à rhizomes.

En définitive, les méthodes de contrôle ou d'éradication proposées par la littérature étaient les suivantes :

- la fauche répétée, éventuellement couplée à la pose d'une bâche noire ;
- l'arrachage, préconisé pour les stades précoces de colonisation ;
- les traitements chimiques ;
- la plantation d'essences pionnières, destinée à créer un ombrage défavorable à ces astéracées hémi-héliophile ;
- le pâturage, considéré comme méritant d'être étudié.

Dès lors, le choix des méthodes en mesure d'être expérimentées dans le marais de Saône a été guidé par le contexte environnemental du site, par les possibilités offertes localement et par la relative facilité d'application de ces méthodes à grande échelle. C'est ainsi qu'ont été exclus :

- le traitement chimique, du fait de la sensibilité particulière de cette zone humide pour la ressource en eau ;
- la plantation d'essences pionnières, sachant que le marais de Saône souffre déjà de la fermeture de ses milieux ouverts ;
- le bâchage, considéré comme trop complexe à mettre en œuvre au sein des habitats intriqués du marais.

Dans le même temps, la mise en pâture de troupeau de vaches et de chevaux rustiques dans certaines parties du marais au moment du lancement de l'expérimentation a offert l'opportunité de tester l'impact de cette pratique. Par ailleurs, l'utilisation par l'aérodrome de la Vèze d'un désherbeur thermique à flamme directe pour traiter les tours de piste en graviers, parfois colonisés par les asters, a également constitué une occasion d'évaluer les effets de cette pratique.

La mise en pratique concrète et les itinéraires techniques appliqués sont détaillés lors de la présentation de chaque placette expérimentale (3-3 et 3-4).

3.1.2 Les sites expérimentaux

Trois facteurs ont prévalu pour le choix de l'emplacement des placettes expérimentales.

La diversité des milieux naturels : l'expérimentation de méthodes de lutte contre les asters américains et la Rudbéckie laciniée invite à s'intéresser aux habitats les plus affectés par l'envahissement de ces espèces. La vigueur de ces plantes est maximale sur les sols humides et ensoleillés. Cette situation concerne schématiquement trois types de milieux dans le marais de Saône, à savoir les mégaphorbiaies, les cariçaies et les prairies à joncs.

La diversité de l'intensité de l'envahissement : ce suivi est l'occasion de tester l'hypothèse selon laquelle les méthodes de lutte seraient plus efficaces sur les populations lâches (faible recouvrement) d'implantation récente plutôt que sur les populations denses (fort recouvrement), qui bénéficient *a priori* de réserves énergétiques supérieures.

L'accès et la discrétion des placettes : la facilité d'accès et la discrétion des stations d'espèces à l'égard des sentiers sont recherchées dans la mesure du possible. Ces précautions visent à atténuer les difficultés inhérentes au transport du matériel et à éviter l'éventuelle dégradation humaine (volontaire ou involontaire) des dispositifs de suivi.

Le nombre de placettes a pour sa part été plus ou moins imposé par le temps mis à disposition en amont du projet pour réaliser le suivi, sachant toutefois que l'estimation préalable de la durée des comptages lors de suivi demeure un exercice hypothétique (fonction de l'espèce suivie et des descripteurs analysés, ne pouvant donc être exacte qu'après une phase test...). Le choix de ce nombre de placettes n'a ainsi guère pu répondre à des préoccupations statistiques, en termes de répétitivité des échantillons dans des conditions similaires (par exemple fauche en mégaphorbiaie avec faible intensité d'envahissement).

Enfin, le nombre de placettes d'asters américains suivies a été plus élevé que celui de Rudbéckie laciniée, ce choix étant justifié par la plus grande représentation des asters dans le marais, en termes de surface colonisée et de diversité de milieux.

3.2 Protocoles de suivi des placettes expérimentales

Le dispositif de suivi retenu est celui du carré permanent, basé sur la comparaison de l'évolution de la composition de la flore d'un carré subissant une mesure de gestion avec celle d'un exclos (carré témoin) ne la subissant pas (ce qui impose préalablement, en zone pâturée, l'installation d'une clôture pour préserver les témoins de la dent du bétail). L'évolution éventuellement constatée dans la composition de la flore entre les carrés peut alors être imputée à la mesure de gestion. Ce dispositif est particulièrement bien adapté ici, du fait de l'homogénéité de l'application de la mesure de gestion sur le carré géré.



Photo n° 6 : suivi surfacique par carré permanent, à gauche l'exclos sert de témoin et est laissé en l'état, à droite le carré est ici soumis à une fauche biannuelle

La matérialisation des placettes sur le terrain se fait à l'aide de piquets PVC ou de bornes FENO® La difficulté du choix de l'emplacement des limites des

placettes susceptibles d'être comparées réside dans la recherche de trois conditions principales :

- l'homogénéité de la composition floristique au sein des deux placettes ;
- l'homogénéité du niveau de colonisation de l'espèce invasive au sein des placettes ;
- l'intégration au sein de chaque placette d'une population entière de l'espèce invasive afin de s'assurer que la résistance éventuelle de l'espèce à la méthode de lutte n'est pas liée à des ressources rhizomateuses de plantes extérieures à la placette.

Le respect de ces conditions ne permet pas de suivre des placettes de surface égale. Cette situation est cependant corrigée lors du traitement des données en rapportant les valeurs à une placette de 4 m².

Les descripteurs suivis sont présentés ci-après :

- la composition floristique (variable qualitative) ;
- les coefficients d'abondance-dominance de chaque espèce (variable semi-quantitative), variant de 1 à 10 (classe de 10 %) suivant son recouvrement ;
- les effectifs de tiges fleuries et de tiges stériles (variable quantitative continue) ;
- le comptage exhaustif du nombre de capitules (variable quantitative discontinue) ;
- la hauteur des tiges fertiles et stériles, incluant la hauteur maximale, la hauteur moyenne et la hauteur minimale (variable quantitative continue).

Les deux premiers sont évalués sur toute la surface de la placette et visent à rendre compte de la réaction globale de la végétation par relevé floristique semi-quantitatif. Ils sont relevés lors de l'état initial et au terme du suivi.

Leur traitement statistique est effectué grâce à l'indice de similarité de Steinhauss, qui mesure la ressemblance entre deux relevés. Plus la valeur est proche de 0, moins ils se ressemblent. Cet indice est bien adapté ici car il prend en compte l'abondance des espèces, et donne ainsi du poids aux espèces dominantes.

La comparaison des relevés deux à deux peut être faite sur :

- l'exclos (témoin) et le carré à une même date, afin de mesurer la différence due à la gestion et à l'évolution naturelle de la végétation ;
- l'exclos à deux dates consécutives, pour mesurer l'évolution de la végétation non soumise à gestion ;
- le carré à deux dates consécutives, afin de mesurer l'évolution de la végétation soumise à gestion.

Concernant les trois autres descripteurs (effectifs tiges, effectifs capitules, hauteur tiges fertiles et stériles), ils sont soit mesurés sur l'ensemble de la placette si la surface est restreinte ou si l'espèce invasive le permet (en l'occurrence *Rudbeckialaciniata*, qui possède peu de capitules et qui ne présente jamais une densité de tiges aussi importante que *Symphotrichum x salignum*), soit mesurés sur une part représentative de la population (environ 25 %). Cet échantillon est prélevé de manière aléatoire, en tirant au sort, selon un maillage virtuel d'un mètre de côté, l'emplacement d'un cadre d'un mètre de côté à l'intérieur duquel est effectué le comptage. Le carré est déplacé autant de fois que nécessaire, afin que l'analyse avoisine 25 % de la placette. Chaque année, cette surface est identique au sein de chaque placette, mais l'emplacement des échantillons est retiré au sort. Ce dernier choix a été fait afin de garder une certaine latitude au sein des placettes (présumées homogènes au niveau du recouvrement de l'espèce invasive) en cas de perturbations

imprévues, qui pourraient rendre « inutilisables » des échantillons permanents par exemple.

La fréquence de leur collecte est annuelle, afin de rendre compte tout au long du programme de la réaction de l'espèce végétale invasive.

Une fois la saisie de ces données réalisée, deux descripteurs supplémentaires sont utilisés pour analyser la fertilité de la plante invasive :

- le ratio de fertilité, correspondant au nombre de tiges fertiles par rapport au nombre de tiges totales ; cette valeur est comprise entre 0 et 1, plus le ratio est proche de 1 meilleur est la fertilité de la plante ;
- l'indice de vitalité, équivalant au nombre moyen de capitules développés sur une tige fertile ; plus ce chiffre est élevé, plus les individus étudiés peuvent être considérés comme vigoureux sur le plan de la reproduction sexuée.

Enfin, la validité de l'interprétation des résultats du suivi pluriannuel impose le respect de dates fixes pour la réalisation des relevés floristiques et des comptages. Celle-ci s'est systématiquement déroulée durant les deux dernières semaines de septembre.

La carte n° 3 localise les placettes expérimentales et le tableau n° 2 indique les abréviations parfois utilisées dans ce rapport pour dénommer chacune de ces placettes.

Tableau n° 2 : les abréviations utilisées pour dénommer les placettes au cours du rapport

n° de placette	type	abréviations		
			en 2006	en 2010
placette 1	exclos (= témoin)	P1t	P1t6	P1t10
	carré fauché	P1f	P1f6	P1f10
placette 2	exclos (= témoin)	P2t	P2t6	P2t10
	carré fauché et pâturé	P2fp	P2fp6	P2fp10
placette 3	exclos (= témoin)	P3t	P3t6	P3t10
	carré fauché	P3f	P3f6	P3f10
placette 4	exclos (= témoin)	P4t	P4t6	P4t10
	carré fauché et désherbé thermiquement	P4fd	P4fd6	P4fd10
placette 5	exclos (= témoin)	P5t	P5t6	P5t10
	carré fauché	P5f	P5f6	P5f10
placette 6	exclos (= témoin)	P6t	P6t6	P6t10
	carré arraché et pâturé	P6ap	P6ap6	P6ap10
	carré fauché et pâturé	P6fp	P6fp6	P6fp10

Carte n°3 : localisation des placettes expérimentales "plantes invasives" marais de Saône (25)



- exclos
- carré

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



3.3 Suivi des asters américains (*Symphotrichum x salignum*)

3.3.1 Placettes n° 1

Objectif : évaluer l'impact d'une fauche biennale

Type de végétation initiale : mégaphorbiaie hygrocline eutrophe sur sol minéral

Recouvrement des asters en 2006 : fort et très homogène

Gestion : fauche rase à la débrousailluse à lame à la fin septembre de 2006 à 2009, ainsi qu'à la mi-juin de 2007 à 2010

Observations : en 2009 dans l'exclos, litière abondante en sous-étage de tiges pourries d'asters

Analyse des résultats (voir annexe 1-1) :

En 2006, les deux relevés (carré et exclos) floristiques semi-quantitatifs étaient identiques. En 2010, les coefficients de similarité montrent une évolution très divergente entre l'exclos et le carré : alors que le premier a peu évolué (80 % de similarité), le carré a fondamentalement changé (plus que 15 % de similarité). Au terme du suivi, les deux placettes ne se ressemblent quasiment plus (19 % de similarité).

Si les deux placettes ont connu un enrichissement floristique, celui du carré est indubitablement plus élevé que celui de l'exclos (passage de 5 à 38 espèces dans le carré, contre 5 à 11 dans l'exclos). Par ailleurs, cet apport d'espèces ne se résume pas, pour le carré, et à la différence de l'exclos, à l'apparition d'espèces isolées ou à très faible recouvrement. Il s'agit bien d'une régression drastique du recouvrement des asters (passage de 95 % de recouvrement à 25 %) au profit d'une végétation à structure prairiale (*Holcus lanatus*, *Arrhenatherum elatius*, *Poa trivialis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis stolonifera*, *Carex hirta*...).

En outre, il est intéressant de constater que l'envahissement initial par les asters n'a pas altéré le potentiel floristique de ce contexte stationnel, apparaissant pourtant en 2006 comme plutôt eutrophe. L'enrichissement floristique se compose en effet de nombreuses espèces prairiales hygrophiles mésotrophes plus ou moins acidiphiles (*Angelica sylvestris*, *Juncus effusus*, *Carex pallescens*, *Lotus pedunculatus*, *Cirsium palustre*, *Dactylorhiza maculata*...).



Photo n° 7 : carré d'asters américains soumis à une fauche biennale depuis cinq années (octobre 2010) ; la diversification de la végétation est très encourageante, l'état initial étant représenté à gauche par l'exclos

Concernant l'évolution plus spécifique des asters, on observe que les nombres totaux de tiges, initialement égaux dans le carré (P1f) et l'exclos (P1t), ont curieusement suivi une trajectoire assez commune, connaissant parallèlement des phases de croissance et de décroissance. Cette évolution simultanée peut s'expliquer par une variation des conditions environnementales et/ou par une variation normale de la vigueur des asters au cours des années. Cependant, le carré se singularise trois fois :

- d'abord, la deuxième et la troisième année (2007 et 2008), les effectifs de tiges ont augmenté plus significativement que ceux de l'exclos, ce qui laisse supposer que la fauche a pu avoir un effet densificateur pour les asters ;
- puis, lors de la décroissance commune des effectifs en 2009, la réduction a été plus marquée pour le carré ;
- enfin, la dernière année, lorsque les effectifs de l'exclos sont revenus au niveau de 2006, les effectifs du carré ont poursuivi la décroissance engagée en 2009, accusant alors une réduction de 53 % par rapport à 2006.

Le ratio de fertilité précise l'information numérale précédente. En réalité, la proportion de tiges fertiles augmente constamment depuis 2006 dans l'exclos (passant de 34 à 43 %), alors que cette

proportion a considérablement chuté dans le carré, jusqu'au point d'être nulle en 2008 et 2010 (passant de 34 % en 2006 à 2 % en 2007 et 2009).

L'évolution du nombre de capitules révèle deux phénomènes :

- la production quantitative de capitules n'est pas constante dans l'exclos, mais elle oscille durant les cinq années du suivi autour d'une valeur moyenne (10 500). Cette évolution témoigne encore de la variabilité de la vigueur des asters au cours des années, même si cette variation ne s'exprime pas les mêmes années pour la floraison et pour les effectifs de tiges. À titre d'exemple, les effectifs de tiges ont été maximaux en 2008 (ainsi que la proportion de tiges fertiles), alors que la production quantitative de capitules a été optimale en 2009 ;
- l'impact de la fauche sur la floraison est évident, étant donné l'extrême faiblesse, voire la nullité, du nombre de capitules du carré dès 2007, et ce jusqu'en 2010.

En ce qui concerne l'indice de vitalité, équivalent au nombre moyen de capitules par tige fertile, les observations suivantes peuvent être réalisées :

- la production florifère des tiges fertiles n'est pas constante dans l'exclos, mais elle oscille durant les cinq années du suivi autour d'une valeur moyenne (24), hormis en 2008, pourtant année ayant connu un accroissement drastique des effectifs de tiges. Il semble que l'indice de vitalité soit inversement proportionnel aux effectifs de tiges, ce qui laisse entendre que la densification des tiges s'accompagne d'une réduction du nombre de capitules par tige fertile. Ce phénomène peut s'interpréter soit comme un transfert d'énergie, selon les années, entre la production de tiges ou la production de capitules, soit comme une sensibilité des asters à l'ombrage, ce qui implique qu'une densification du peuplement d'asters, en réduisant l'ensoleillement localement, se traduit par une baisse de la vigueur florifère des tiges fertiles ;
- la fauche du carré épuise les réserves énergétiques des asters, puisque la production florifère des tiges fertiles oscille autour de 3 capitules, contre 24 en moyenne dans l'exclos ;
- à l'instar des évolutions des effectifs totaux de tiges dans le carré et dans l'exclos, les

évolutions de l'indice de vitalité suivent une trajectoire proche entre les deux placettes. Ceci confirme que, malgré la gestion pratiquée dans le carré, un facteur externe (conditions environnementales) ou interne (variation intrinsèque de la vigueur des asters) exerce une influence globale sur les asters.

Enfin, l'analyse de l'évolution des hauteurs montre que :

- la hauteur moyenne des tiges fertiles dans l'exclos se situe autour de 1,15 mètres, en suivant plutôt une tendance à l'élévation constante, ce qui peut indiquer que l'accumulation des réserves énergétiques au cours des années se traduit par une robustesse croissante des tiges ; cette observation n'est toutefois pas valable pour les tiges stériles, puisque celles-ci oscillent autour de 0,94 m, sans révéler une tendance à la hausse ;
- la fauche abaisse sévèrement la hauteur des tiges fertiles ; les années où celles-ci existent encore (2007 et 2009) elles se situent autour de 0,4 m alors que celles de l'exclos atteignent en même temps les 1,3 mètres de hauteur. La fauche a aussi sévèrement réduit la hauteur des tiges stériles dès 2007 (passage de 0,94 m en moyenne dans l'exclos à 0,33 mètre en moyenne dans le carré), sans que cette hauteur n'évolue depuis : l'épuisement des réserves énergétiques au fil des années se traduit donc par une réduction du nombre de tiges, mais pas de leur hauteur ;
- dans l'exclos et dans le carré, les tiges fertiles et stériles ont toutes connu un accroissement de leur hauteur en 2009. Ce constat rejoint l'augmentation particulière du nombre de capitules en 2009, alors que le nombre de tiges fertiles a été au plus bas cette même année. Ces observations semblent ainsi révéler pour 2009 une allocation des réserves énergétiques des asters plutôt en faveur de la reproduction sexuée (tiges fertiles plus robustes et plus florifères, mais moins nombreuses), le phénomène étant peut-être entretenu par l'accroissement favorable pour les asters de la luminosité, lié à la l'éclaircie du peuplement.

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution spectaculaire (plus que 15% de similarité) au profit d'espèces prairiales - régression sévère du recouvrement des asters	-faible évolution (80% de similarité), correspondant à l'apparition de quelques espèces à très faible recouvrement - recouvrement des asters inchangé
Effectifs d'asters	- densification les premières années (2007 et 2008) en réaction à la fauche - réduction de plus de la moitié ensuite (- 53%) par rapport à l'état initial	- peu d'évolution, hormis une hausse brutale en 2008 (+ 50%)
Fertilité des asters	- absence ou réduction sévère (passant de 34 à 2 % ou 0% selon les années) de la proportion de tiges fertiles - réduction nette de la production florifère des tiges fertiles restantes (passant de 29 capitules par tige à moins de 10 dès 2007)	- augmentation légère et régulière de la proportion de tiges fertiles (passant de 34 à 43%) - oscillation du nombre de capitules autour d'une valeur moyenne
Hauteur des asters	- abaissement rapide, dès 2007, de la hauteur des tiges fertiles (-35 à -60%), descendues à 0,45 m en moyenne, et de la hauteur des tiges stériles (-60%), maintenues à 0,33 m, mais statu quo ensuite	- élévation constante des tiges fertiles - oscillation de la hauteur des tiges stériles autour d'une valeur moyenne

Conclusion

- ✓ La fauche a commencé par densifier (les deux premières années) le peuplement d'asters, puis a réduit de plus de moitié son recouvrement, le processus ayant tendance à se poursuivre lors de la fin du suivi.
- ✓ Dès la première année de gestion, la fauche a empêché presque complètement la floraison et a abaissé de 70 % la hauteur des tiges d'asters, mais ces changements n'ont plus évolué ensuite.
- ✓ En dépit des différences numériques entre carré et exclos, des trajectoires communes ont été suivies au cours de l'étude par certains descripteurs : cela implique que des facteurs externes (conditions environnementales) ou internes (variation intrinsèque de la vigueur des asters) exercent une influence globale.

3.3.2 Placettes n° 2

Objectif : évaluer l'impact d'une fauche annuelle tardi-estivale et d'un pâturage permanent

Type de végétation initiale : prairie hygrophile méso-eutrophe acidiline sur sol paratourbeux en déprise

Recouvrement des asters en 2006 : faible

Gestion : fauche rase à la débrousailluse à lame de la fin septembre de 2006 à 2009 et pâturage permanent jusqu'en 2010, alternant vaches et chevaux (2006 vaches Highland cattle ; 2007 : vaches Highland + 3 chevaux camarguais (en alternance) ; 2008 : vaches Highland + 3 chevaux camarguais (en alternance) ; 2009 : 5 chevaux camarguais ; 2010 : vaches Angus et Galloway)

Observations : la mise en pâture d'un troupeau de vaches une semaine avant l'état initial de 2006 a impacté le relevé des données descriptives ; seul le nombre de tiges fertiles restantes a été compté, mais cette information n'a qu'une valeur indicative minimale, étant donnée l'appétence constatée des inflorescences d'asters par le bétail.

En 2008 et 2009, la clôture installée en 2006 en périphérie de l'exclos n'a pas été suffisante vis-à-vis des chevaux camarguais, qui ont consommé la frange externe de la végétation. La principale conséquence de ces aléas sur les résultats des descripteurs suivis est une assimilation systématique, dans le doute, des tiges broutées, potentiellement fleuries lors de leur consommation par le bétail, à des tiges stériles. En 2010, l'intrusion répétée de veaux de vaches écossaises s'est traduite par une consommation diffuse de la végétation dans l'ensemble de l'exclos ; dans ce cas la perturbation était telle que le comptage des effectifs n'a pas pu être effectué.

Analyse des résultats (voir annexe 1-2) :

En 2006, les deux placettes (carré et exclos) présentaient une similarité floristique moyenne (73 %), mais le recouvrement des asters avait été évalué à valeur égale dans les deux (30 à 40 % de recouvrement). En 2010, les coefficients de similarité montrent que si les deux placettes ont évolué de manière modérée, le changement demeure plus marqué dans le carré (53 % contre 65 % dans l'exclos). Au terme du suivi, les deux placettes se sont donc éloignées floristiquement (plus que 44 % de similarité).



M. VUILLEMENOT

Photo n° 8 : la mise en exclos de cette placette témoigne de l'efficacité du pâturage aux alentours sur l'empêchement de floraison des asters américains

L'analyse de l'évolution de la composition phytosociologique des placettes montre les phénomènes suivants. Dans l'exclos, les asters ont accentué leur envahissement (fort accroissement du recouvrement) et la déprise s'est poursuivie (augmentation du recouvrement de certaines espèces sociales de mégaphorbiaie comme *Filipendula ulmaria*, et réduction du cortège d'espèces prairiales telles que *Juncus effusus*, *Ranunculus repens*, *Carex hirta*, *Rumex acetosa*...). Dans le carré, le pâturage a deux effets : d'abord il a contenu les asters mais ne les a pas fait régresser, puisque leur recouvrement n'a pas évolué ; parallèlement, il a produit des résultats plus conformes aux attentes puisqu'il a réduit le recouvrement des espèces sociales (*Carex acutiformis*, *Filipendula ulmaria*) peu tolérantes à la gestion, a entraîné la disparition de certains jeunes ligneux (*Frangula dodonei*, *Crataegus monogyna*), a enrichi de manière notable le cortège d'espèces prairiales et a accentué le recouvrement des espèces prairiales tolérantes au piétinement (*Juncus effusus*, *Ranunculus repens*).

Concernant l'évolution spécifique des asters, les données disponibles relatives aux effectifs totaux de tiges montrent d'abord une différence importante en 2007 dans le nombre de tiges entre le carré et l'exclos (double de tiges dans le carré). Cet écart peut trouver deux explications, l'une n'excluant pas l'autre :

- il peut s'agir d'une erreur d'appréciation physiologique des effectifs lors de l'état initial, puisque l'exclos et le carré ont été considérés comme possédant un recouvrement d'asters homogène, donc comme étant équivalents du point de vue du degré d'envahissement ;

- les données de 2006 n'étant pas disponibles, il n'est pas impossible d'affirmer que les effectifs ont pu être proches au départ, puis que, dès 2007, la réaction des asters à la gestion (fauche et pâturage) a été une vive densification des tiges.

Quoi qu'il en soit pour cette différence d'effectifs, le niveau d'envahissement par les asters demeure modéré dans les deux cas par rapport aux autres placettes.

L'évolution du nombre total de tiges indique que l'exclos a connu de 2007 à 2009 une augmentation constante des effectifs d'asters. Malgré l'absence de donnée en 2010, il est vraisemblable que cette croissance se poursuive étant donné la marge de colonisation possible dans cette placette (niveau initial d'envahissement modéré). Dans le carré, l'augmentation marquée des effectifs d'asters les deux premières années (2007 et 2008) est certainement une réponse à la gestion (fauche et pâturage), cette dernière provoquant classiquement chez certains végétaux vivaces une stimulation de la pousse. À partir de 2009, une chute des effectifs s'est amorcée, indiquant le début d'épuisement des réserves énergétiques des asters.

Le ratio de fertilité est peu exploitable pour l'exclos, étant donné la perturbation des résultats liée aux incursions répétées du bétail. L'appréciation de l'écart de ce ratio avec celui du carré est toutefois intéressante, puisqu'elle révèle l'efficacité de la gestion exercée dans le carré. En effet, si l'on se réfère à l'année 2007 pour l'exclos (seule année n'ayant pas connu de réelle perturbation par le bétail), la proportion de tiges fertiles avoisine la moitié des effectifs, alors que cette proportion est extrêmement faible dans le carré (4 et 2 % en 2007 et 2009), voire nulle en 2008 et 2010.

Si, pour les mêmes raisons d'intrusion de bétail, les valeurs de production de capitules de l'exclos sont faussées, on peut considérer qu'elles sont *a minima* sous-évaluées, le bétail ayant consommé en priorité les inflorescences. Ce descripteur, ainsi que l'indice de vitalité, ne semblent pas connaître de décroissance. En revanche, la production de capitules et l'indice de vitalité dans le carré sont en régression forte (71 capitules pour 5 tiges en 2007 et 9 capitules pour 6 tiges en 2009), voire inexistantes en 2008 et 2010.

Enfin, l'analyse de l'évolution des hauteurs montre que :

- dans l'exclos, la hauteur moyenne des tiges fertiles s'élève constamment (passant de 0,68 mètre en 2007 à 1,26 mètres en 2010), ce qui indiquerait que l'accumulation des réserves énergétiques au cours des années se traduit par une robustesse croissante des tiges ; la tendance est cependant inverse pour les tiges stériles dont la hauteur s'abaisse chaque année plus ou moins sévèrement, mais ce phénomène est directement le résultat de l'abrutissement, plus important chaque année, des tiges par le bétail (les tiges abruties étant incluses dans les tiges stériles) ;
- dans le carré, l'analyse de la hauteur des tiges fertiles est peu informative, seules les années 2007 et 2009 ayant encore vu se développer des inflorescences. La hauteur moyenne n'excède toutefois pas 0,40 mètre, alors que les tiges fertiles de l'exclos avoisinent les 1,18 mètres en 2009. L'évolution de la hauteur moyenne des tiges stériles est plus intéressante, puisqu'elle varie peu depuis le début de la gestion. La valeur moyenne est de 0,16 mètre.

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution marquée (53% de similarité), influencée par le pâturage (recul des espèces sociales et des ligneux au profit d'espèces prairiales, plutôt résistantes au piétinement) - recouvrement des asters inchangé	- évolution modérée mais active (65% de similarité), au profit des espèces peu tolérantes à la gestion (espèces de mégaphorbiaie : asters, Filipendula ulmaria...) - fort accroissement du recouvrement des asters
Effectifs d'asters	- densification les premières années (2007 et 2008) en réaction à la fauche - réduction amorcée en 2009 et poursuivie en 2010	- augmentation constante des effectifs d'asters
Fertilité des asters	- absence ou réduction sévère (3 %), selon les années, de la proportion de tiges fertiles - réduction nette de la production florifère des tiges fertiles restantes (plus que 5 capitules par tige en 2007, puis 1 en 2009)	- proportion de tiges fertiles plutôt en hausse (mais perturbations dues aux intrusions du bétail), voisine de 50 % des effectifs - production florifère des tiges fertiles a priori en hausse (mais perturbations dues aux intrusions du bétail)
Hauteur des asters	- abaissement rapide (de 70% en moyenne selon les années) de la hauteur des tiges fertiles par rapport à celles de l'exclos - abaissement marqué, dès 2007, de la hauteur des tiges stériles mais statu quo ensuite (oscille autour de 0,16 m)	- élévation constante et marquée des tiges fertiles (hauteur presque doublée entre 2007 et 2010) - évolution de la hauteur des tiges stériles non interprétable (intrusion du bétail)

Conclusion

✓ En dépit des intrusions perturbatrices du bétail dans l'exclos, le suivi de cette placette a montré qu'en contexte d'envahissement faible à modéré par les asters la végétation s'est progressivement appauvrie en cinq ans au profit de ces derniers, qui continuent de gagner du terrain. L'absence de gestion a aussi permis aux asters d'accumuler des réserves énergétiques, allouées à une production florifère croissante et à une élévation constante et marquée de la hauteur du peuplement.

✓ Le pâturage, combiné à une fauche annuelle, a fait évoluer de manière significative en cinq ans la végétation vers une composition prairiale, influencée par le pâturage.

✓ Dès la première année de gestion et de manière inchangée jusqu'à la fin de l'expérimentation, la gestion pratiquée a presque totalement empêché la production de capitules et la hauteur du peuplement a été abaissée à moins de 0,20 mètre. En réaction, les réserves énergétiques des asters ont été investies les deux premières années dans une densification des tiges, avant de décroître visiblement à partir de la troisième année étant donné la chute continue des effectifs. Au terme de l'expérimentation, les asters ont retrouvé leur recouvrement initial et leur hauteur est stabilisée en dessous de 0,20 mètre.

3.3.3 Placettes n° 3

Objectif : évaluer l'impact d'une fauche biennale

Type de végétation initiale : mégaphorbiaie mésotrophe acidophile hygrophile sur sol riche en matière organique

Recouvrement des asters en 2006 : fort

Gestion : fauche rase à la débroussailluse à lame à la fin septembre de 2006 à 2009, ainsi qu'à la mi-juin de 2007 à 2010

Observations : l'isolement de ces placettes dans le marais et leur localisation au sein d'une vaste mosaïque de mégaphorbiaie et de denses fourrés marécageux ont entraîné des perturbations liées à la faune sauvage, dont la présence semble ici plus marquée. Ainsi, l'entretien par la fauche d'un sentier d'accès aux placettes et du carré en lui-même a visiblement eu un rôle attractif pour les chevreuils et les sangliers, puisque les asters des deux placettes ont été abrutis en 2008 et 2010 et le sol du carré fauché a été partiellement retourné en 2009.

Analyse des résultats (voir annexe 1-3) :

En 2006, les deux relevés (carré et exclos) floristiques semi-quantitatifs étaient quasiment identiques (92 % de similarité). En 2010, un tiers de la composition phytosociologique de ces placettes a évolué différemment (plus que 62 % de similarité). Dans le détail, l'exclos a légèrement évolué au terme de l'expérimentation (encore 79 % de similarité), alors que le carré a beaucoup changé (plus que 46 % de similarité en 2010). L'écart dans l'amplitude de l'évolution floristique des deux placettes révèle l'efficacité de la gestion pratiquée dans le carré.

Les deux placettes ont connu un enrichissement floristique. Dans l'exclos, la progression (passage de 10 à 17 espèces) se résume à l'apparition d'individus isolés d'espèces à très faible recouvrement. La plupart d'entre elles correspondent à des prairiales (*Juncus effusus*, *Myosotis scorpioides*, *Poa trivialis*, *Rumex acetosa*...), également nouvellement apparues dans le carré, au contact de l'exclos. L'apparition de ces espèces dans l'exclos est donc vraisemblablement liée à la proximité du carré dans lequel la fauche les a favorisées ; en outre, la fréquentation croissante, au cours de l'expérimentation, d'herbivores sauvages dans l'exclos a peut-être contribué à conforter l'implantation de ces espèces prairiales. Enfin, le recouvrement des asters n'a pas évolué au cours de l'étude dans l'exclos.

En ce qui concerne le carré, la progression de la richesse spécifique est plus marquée (passage de 11 à 25 taxons). Le recouvrement des asters, initialement de 85 %, a chuté à 45 %, au profit d'une végétation à structure nettement plus prairiale (*Lotus pedunculatus*, *Myosotis scorpioides*, *Agrostis canina*, *Cirsium palustre*, *Poa trivialis*, *Carex panicea*, *Agrostis stolonifera*, *Silene flos-coculi*).

Concernant l'évolution plus spécifique des asters, on observe que les nombres totaux de tiges, initialement égaux dans l'exclos (P3t) et dans le carré (P3f), ont d'abord connu une évolution commune curieuse, avant de diverger de manière plus attendue. En effet, l'année suivant la première fauche (2007), les effectifs de tiges du carré ont classiquement augmenté en réaction à la fauche, bien qu'ici le doublement du nombre de tiges soit particulièrement à noter par rapport aux autres placettes. En 2008, le nombre de tiges est revenu à l'état initial, puis a entamé une décroissance spectaculaire poursuivie en 2010, correspondant au final à une régression de 75 % par rapport à l'état initial.

Pour sa part, l'exclos a également subi une multiplication étonnante du nombre de tiges en 2007. En 2008, les effectifs sont voisins de ceux de 2006, puis augmentent en 2009 et 2010. S'il n'est pas exclu que ces variations d'effectifs reflètent des variations des conditions environnementales plus ou moins propices aux asters, ainsi que des variations intrinsèques aux asters, l'ampleur de l'oscillation des effectifs trouve peut-être son origine dans un biais d'échantillonnage. En effet, le tirage au sort chaque année des échantillons au sein de l'exclos s'avèrerait au final inadapté dans ce cas, où l'homogénéité du recouvrement des asters n'aurait été qu'apparente. Un lissage des valeurs extrêmes conduirait plutôt à conclure à une constance des effectifs autour d'une valeur moyenne, ce qui concorderait avec l'absence d'évolution constatée du recouvrement des asters.

Les descripteurs de fertilité s'avèrent peu exploitables pour l'exclos, étant donné l'abrutissement répété des inflorescences par les chevreuils et secondairement du fait d'un biais dans l'échantillonnage. L'effet de l'abrutissement se retrouve notamment dans la croissance de l'indice de vitalité, qui en est une conséquence directe : en effet, cette augmentation du nombre de capitules par tige fertile pourrait être liée aux éclaircies dans le peuplement d'asters provoquées par les herbivores, dont l'effet conjoint - augmentation de la lumière et augmentation des ressources énergétiques (du fait de la réduction du nombre de tiges fertiles)

- bénéficierait aux tiges restantes, qui voient leur production de capitules augmenter.

En ce qui concerne le carré, l'efficacité de la fauche est manifeste sur l'empêchement de la floraison, puisque dès la première année de gestion les tiges fertiles ont été éliminées. Pourtant, cette absence intégrale de floraison de 2007 à 2010 ne paraît pas exclusivement imputable à la gestion pratiquée; l'abrouissement répété par les chevreuils a potentiellement dû éliminer les dernières tiges fertiles.

Enfin, l'analyse de l'évolution des hauteurs montre que :

- dans l'exclos, la hauteur moyenne des tiges fertiles oscille légèrement autour de 1 mètre, ce qui confirmerait une certaine stabilité des asters dans cette placette ; la tendance de la hauteur des tiges stériles est à la baisse chaque année, mais ce phénomène est imputable à l'abrouissement des tiges par les herbivores (les tiges abroustées étant incluses dans les tiges stériles) ;
- dans le carré, il ne reste plus que des tiges stériles, dont la hauteur a été sévèrement abaissée dès la première année de fauche ; malgré tout, cette hauteur oscille depuis autour de 0,15 mètre, sans évoluer.

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution marquée (plus que 46% de similarité) au profit d'espèces prairiales - régression marquée du recouvrement des asters (passage de 85 à 45%)	- faible évolution (79% de similarité), correspondant à l'apparition de quelques espèces à très faible recouvrement - recouvrement des asters inchangé
Effectifs d'asters	- densification très importante la première année (2007) en réaction à la fauche - réduction importante amorcée en 2008 et poursuivie jusqu'en 2010 (réduction de 75% du nombre de tiges par rapport à l'état initial)	- oscillation des effectifs peu interprétable (perturbations par la faune sauvage et biais d'échantillonnage probable) - hypothèse d'absence d'évolution (constance des effectifs autour d'une valeur moyenne)
Fertilité des asters	- empêchement total, dès la première année de fauche (2007), de floraison - hypothèse du rôle complémentaire dans l'absence de floraison de l'abrouissement par les herbivores	- descripteurs de fertilité peu exploitables (perturbations par la faune sauvage et biais d'échantillonnage probable)
Hauteur des asters	- hauteur du peuplement (composé depuis 2007 uniquement de tiges stériles) fortement abaissé (de 85% en moyenne), mais maintenu autour de 0,15 m	- hauteur du peuplement stable (faible oscillation autour de 1 m)

Conclusion

- ✓ La fauche a fait évoluer de manière significative en cinq ans la végétation vers une composition prairiale.
- ✓ La fauche a densifié la première année le peuplement d'asters, puis a réduit de 75 % ses effectifs, le processus ayant tendance à se poursuivre lors de la fin du suivi.
- ✓ Dès la première année de gestion, la fauche a complètement empêché la floraison et a abaissé de 85 % en moyenne la hauteur des tiges d'asters, passant la hauteur du peuplement de 1 mètre à 0,15 mètre. Ces changements n'ont toutefois plus évolué ensuite.
- ✓ L'ampleur des changements végétatifs observés dans le carré (diversification, forte réduction du recouvrement et des effectifs d'asters, abaissement sévère de la hauteur des asters) a été soutenue par une fréquentation régulière d'herbivores sauvages, attirés semble-t-il par la fauche pratiquée dans le carré et par la création d'un chemin d'accès aux placettes.

3.3.4 Placettes n° 4

Objectif : évaluer l'impact d'une fauche biannuelle complétée par un désherbage thermique tardi-estival

Type de végétation initiale : mégaphorbiaie méso-eutrophe neutrocline hygrophile sur sol faiblement organique

Recouvrement des asters en 2006 : fort

Gestion : fauche rase à la débrousailluse à lame à la fin septembre de 2006 à 2009, ainsi qu'à la mi-juin de 2007 à 2010 ; fauche de septembre suivie d'un désherbage thermique en 2006, 2008 et 2009.

Observations : ces placettes se situent dans l'enceinte de l'aérodrome de la Vèze, dont la gestion courante se résume à une fauche annuelle en juillet. Les placettes ont été préservées de cet entretien de 2006 à 2010. En 2007, l'exclos contenait une forte proportion de tiges dressées pourries. Ces dernières, présentant pour certaines des boutons avortés, ont été intégrées aux effectifs de tiges stériles, compte tenu de leur absence de floraison et de fructification. Le même phénomène s'est reproduit en 2008, mais dans une moindre ampleur.

Analyse des résultats (voir annexe 1-4) :

En 2006, les deux relevés (carré et exclos) floristiques semi-quantitatifs étaient identiques. En 2010, ils ne se ressemblent plus qu'à 50 %. Si l'exclos a sensiblement évolué (70 % de similarité), le carré s'est davantage transformé (plus que 53 % de similarité en 2010).

L'analyse détaillée de ces évolutions floristiques fournit les informations suivantes :

- dans l'exclos (P4t), les changements sont mineurs ; le nombre de taxons n'évolue guère (8 en 2006 et 7 en 2010), même si en réalité quelques espèces ont disparues et d'autres sont apparues. Il ne s'agit que d'espèces représentées par des individus isolés. L'évolution structurelle provient surtout d'une très légère régression du recouvrement des asters au profit d'une grande laîche (*Carex vesicaria*) ;
- dans le carré, les asters n'occupent plus que la moitié de la surface et l'enrichissement floristique est important (gain de 13 espèces). La fauche, et parallèlement le recul des asters, ont ainsi permis le développement de plusieurs espèces de mégaphorbiaie en place



M. VUILLEMENOT

Photo n° 9 : carré d'asters américains soumis à un désherbage thermique après une fauche rase à la débrousailluse

lors de le l'état initial (*Carex acutiformis*, *C. vesicaria*, *Filipendula ulmaria*) et l'apparition de nombreuses espèces prairiales plus ou moins hygrophiles (*Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*, *Holcus lanatus*, *Juncus effusus*, *Anthoxanthum odoratum*...).

Malgré des trajectoires diverses selon les années, l'évolution du nombre total de tiges équivaut à une augmentation marquée dans l'exclos et dans le carré, qu'il convient d'analyser et d'interpréter séparément.

Dans l'exclos, c'est une densification importante du nombre de tiges (multiplié par deux ou trois) qui est observée, malgré un recouvrement des asters déjà maximal lors de l'état initial. Il est vraisemblable que cette évolution à la hausse puisse être liée à la soustraction dès 2006 de cette placette à la fauche estivale pratiquée dans l'enceinte de l'aérodrome, qui a eu pour effet d'avoir permis aux asters de recouvrer des réserves énergétiques suffisantes pour augmenter leurs effectifs.

Dans le carré, on note une vive réaction à la gestion la première année (2007), par une densification sévère du nombre de tiges, correspondant alors uniquement à des tiges stériles. Depuis, malgré des variations, les effectifs ont toujours été plus importants que lors de l'état initial (jusqu'à + 150 % en 2010), ce qui constitue un paradoxe avec le constat de réduction de moitié du recouvrement des asters. L'hypothèse avancée serait que les tiges ont été de plus en plus grêles et leur répartition plus diffuse au sein du carré. Si la densification du nombre de tiges en réaction à la fauche est classique les premières années, l'accroissement drastique de ces effectifs les années suivantes est inexpliqué. Le caractère inédit

de ce constat incite à établir un rapprochement entre cette évolution et le désherbage thermique pratiqué en complément de la fauche. La fauche provoquerait bien un affaiblissement de la vigueur du peuplement d'asters en terme de robustesse des tiges et de recouvrement global de la plante, mais le désherbage thermique, tel qu'il a été pratiqué durant cette expérimentation, aurait stimulé la formation de jeunes tiges sur les rhizomes.

Les descripteurs de fertilité révèlent également une évolution atypique de ce carré et de cet exclos.

Dans l'exclos, la proportion de tiges fertiles a régressé en 2007, puis a continuellement augmenté depuis, ayant fait évoluer cette proportion de 25 à 58 % entre l'état initial et la fin du suivi. Cette situation s'expliquerait aussi par la soustraction de cette placette à la fauche estivale pratiquée dans l'enceinte de l'aérodrome, qui aurait eu pour effet d'avoir permis aux asters de recouvrer des réserves énergétiques suffisantes pour investir de nouveau dans la reproduction sexuée. Par ailleurs, cet accroissement des effectifs de tiges fertiles s'est accompagné de 2009 à 2010 d'une augmentation importante du nombre de capitules, qui a été multiplié jusque par 5.

Dans le carré, la gestion a empêché, ou rendu infime, la formation de tiges fertiles les deux premières années. En 2009 et 2010, leurs effectifs ont dépassé de 30 % ceux de l'état initial. Malgré cette croissance surprenante, la vigueur de ces tiges a été très affaiblie par rapport à 2006 (2006 : 25 capitules par tige ; 2009 : 13 capitules par tige ; 2010 : 2 capitules par tige). Au final, la production florifère du carré est donc bien affaiblie au terme de l'expérimentation, puisque le nombre de capitules produits en 2010 équivaut à 10 % des effectifs de 2006.

Enfin, l'analyse de l'évolution des hauteurs montre une certaine stabilité des asters dans l'exclos, la hauteur des tiges fertiles oscillant légèrement autour de 1,05 mètres et la hauteur des tiges stériles variant autour de 0,65 mètre. En revanche, dans le carré, la gestion a abaissé puis maintenu de 2008 à 2010 la hauteur des tiges fertiles de 45 % (0,57 mètre) et la hauteur des tiges stériles de 48 % (0,34 mètre).

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution marquée (plus que 53% de similarité) au profit d'espèces prairiales et de mégaphorbiaie - régression marquée du recouvrement des asters (passage de 95 à 45%)	- évolution modérée (70% de similarité), correspondant à l'apparition et à la disparition de quelques espèces à très faible recouvrement - recouvrement des asters très légèrement réduit
Effectifs d'asters	- densification très importante la première année (2007) en réaction à la fauche - variation des effectifs de 2008 à 2010, grandement supérieurs (+ 150%) à ceux de 2006 - hypothèse que le désherbage thermique favoriserait l'apparition de tiges, mais d'aspect grêle (rendant compatible la réduction du recouvrement global)	- densification importante durant toute l'expérimentation - hypothèse que cette augmentation résulterait de la soustraction de l'exclos à la fauche depuis 2006, occasionnant un accroissement des réserves énergétiques

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Fertilité des asters	- empêchement ou réduction extrême de la floraison les deux premières années de gestion (2007 et 2008) - dépassement (+ 30%) en 2009 et 2010 des effectifs de 2006, mais tiges peu florifères - en 2010, nombre de capitules réduits de 90 % par rapport à 2006	- augmentation importante du nombre de tiges fertiles et du nombre de capitules produits - hypothèse que cette augmentation résulterait de la soustraction de l'exclos à la fauche depuis 2006, occasionnant un accroissement des réserves énergétiques
Hauteur des asters	- abaissement depuis 2008 de 45% de la hauteur des tiges fertiles (0,57m), mais statu quo ensuite - abaissement de 48% depuis 2008 de la hauteur des tiges stériles (0,34m), mais statu quo ensuite	- hauteur du peuplement stable (faible oscillation autour de 1,05 m)

Conclusion

✓ La fauche, combinée à un désherbage thermique, a fait évoluer de manière significative en cinq ans la végétation, en réduisant de moitié le recouvrement des asters, en favorisant les espèces de mégaphorbiaie et en permettant l'apparition de nombreuses espèces prairiales.

✓ Après une phase classique de densification des asters la première année de gestion, les effectifs, de manière inattendue, ont augmenté sévèrement (+150%) au terme de l'expérimentation, paradoxalement à l'appréciation visuelle d'une réduction manifeste du recouvrement. Par ailleurs, si la floraison a presque complètement été empêchée les deux premières années de gestion, le nombre de tiges fertiles a dépassé en fin de suivi les effectifs recensés lors de l'état initial (+ 30%). Malgré tout, la vigueur des asters est très amoindrie, puisque la production de capitules ne représente plus que 10 % des effectifs produits lors de l'état initial. Enfin, les hauteurs des tiges fertiles et des tiges stériles ont été clairement abaissées (tiges fertiles : - 45 %, ramenées à 0,57 m ; tiges stériles : - 48 %, ramenées à 0,34 m), mais ce niveau n'a pas évolué après la deuxième année de gestion.

✓ Les résultats obtenus dans le carré sont paradoxaux et inattendus (réduction de moitié du recouvrement des asters et augmentation importante du nombre de tiges, production croissante de tiges fertiles). Si peu d'espoir était fondé sur l'efficacité d'un désherbage thermique annuel sur les asters, l'hypothèse initial prévoyait des résultats *a minima* aussi efficaces que les placettes simplement soumises à une fauche biannuelle, voire une réduction supérieure de la vigueur des asters. En l'état, il pourrait être avancé que la fauche aurait globalement affaibli le peuplement d'asters, alors que le désherbage thermique aurait stimulé l'apparition de nouvelles tiges, nombreuses mais grêles.

3.3.5 Analyse globale de l'évolution des asters

Les résultats de chaque placette ayant été exposés indépendamment, une confrontation de l'ensemble est utile pour chercher à dégager des enseignements généraux.

3.3.5.1 Analyse de l'évolution de la végétation

La comparaison de l'évolution de la végétation a été faite grâce à une analyse factorielle des correspondances (AFC). Cette méthode automatique permet d'isoler des groupes de relevés floristiques, qui paraissent statistiquement homogènes du point de vue de leur composition. En outre, l'AFC permet d'isoler les variables sous forme d'axes contribuant à l'existence de gradients écologiques ayant un sens dans la distribution des relevés. La carte factorielle complémentaire, propre aux espèces, permet par ailleurs d'attribuer un sens phytosociologique aux espèces.

Une AFC a donc été effectuée sur 26 relevés et 86 espèces en abondance-dominance (voir figure n° 1). Les axes 1 et 2 s'avèrent moyennement significatifs, puisque l'axe 1 contribue à 27,4 % et l'axe 2 explique 18,8 % de la variation des relevés.

La carte factorielle des 86 espèces (figure n° 1.B) montre un gradient sur l'axe 1 entre les espèces hygrophiles dans la partie négative (*Carex acuta*, *Equisetum palustre*, *Silene flos-coculi*...), et les espèces mésophiles à l'extrême droite de la partie positive (agglomérat d'espèces non lisible sur la projection : *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Veronica chamaedrys*, *Galium mollugo subsp. erectum*...).

À la lumière des informations précédentes, la distribution des relevés selon les axes 1 et 2 (figure n° 1.A) peut se lire de la manière suivante.

Lors de l'état initial (exclos et carrés avant gestion), trois types de végétation sont identifiables :

- en bas, la placette n° 1 correspond à une mégaphorbiaie eutrophe hygrocline paucispécifique très largement dominée par les asters américains ;
- au centre, les placettes n° 3 et 4, relativement proches, correspondent à des mégaphorbiaies mésotrophes hygrophiles acidiclinales, largement envahies par les asters américains ;
- en haut, la placette n° 2 correspond à une cariçaie mésotrophe acidiclinaire, enrichie

en espèces des prairies humides (*Molinio-Juncetea*, *Agrostietea*) et faiblement envahie par les asters américains (les relevés de la placette 2 sont éloignés de l'espèce *Aster x salignus* sur la carte des espèces voir figure n° 1.B).

A l'issue du programme d'expérimentations quinquennal, on observe les phénomènes suivants :

- la composition floristique semi-quantitative des exclos des placettes fortement envahies par les asters américains a peu évolué : elle est restée quasiment inchangée pour la placette n° 1 (P1t6 et 10), où la très forte densité d'asters semble bien avoir bloqué la dynamique depuis 5 ans. Elle a sensiblement évolué pour les placettes n° 3 et 4, où la densité d'asters était légèrement inférieure à la placette n° 1 lors de l'état initial, ayant ainsi rendu possible l'évolution de la végétation ;
- la composition floristique semi-quantitative des exclos des placettes peu envahies par les asters américains a évolué : appauvrissement sensible de la richesse spécifique, mais surtout net accroissement du recouvrement des asters (la comparaison de la carte des relevés et de la carte des espèces montre que l'éloignement de la P2t10 par rapport à l'état initial se fait en direction de l'espèce *Aster x salignus*, rapprochant ainsi progressivement la composition floristique de l'exclos P2 des exclos P3 et P4) ;
- la composition floristique de tous les carrés gérés a plus ou moins significativement évolué, et ce, dans le même sens selon la carte des relevés. Le glissement entre les carrés 2006 et les carrés 2010 s'opère en effet toujours en direction de la partie positive de l'axe 2, ce qui témoigne d'un enrichissement des placettes gérées en espèces prairiales. L'évolution la plus manifeste concerne le carré n° 1 (P1f10), qui a vu se développer un contingent remarquable d'espèces prairiales (*Arrhenatheretea*, *Molinio-Juncetea*, *Nardetea*, *Agrostietea*), dont une forte proportion d'espèces mésophiles, à l'origine de ce glissement vers la partie droite de la carte. Les carrés des placettes n° 3 (P3f10) et des placettes n° 4 (P4fd10) ont emprunté tout deux approximativement une trajectoire commune, avec un éloignement avec le carré 2006 sensiblement plus marqué pour la placette n° 4, ce qui indiquerait un léger effet supplémentaire de la combinaison fauche-désherbage thermique par rapport à

la simple fauche. Enfin, l'enrichissement en espèces prairiales est également vérifiable pour la placette n° 2 (P2fp10), mais de manière beaucoup plus mesurée que pour les autres placettes. En fait, cette placette comportait dès l'état initial davantage d'espèces prairiales que les autres placettes, réduisant ainsi la marge de progression possible. En revanche, la combinaison fauche-pâturage a amoindri le recouvrement des espèces sociales de mégaphorbiaies, contribuant ainsi à un éloignement vers le haut de l'axe 2 sur la carte des espèces, et a favorisé les prairiales résistantes au piétinement, telles que *Ranunculus repens*.

Voir figure n° 1

3.3.5.2 Comparaison de l'évolution des descripteurs

En préalable, la superposition de l'évolution des effectifs des tiges fertiles et stériles des quatre placettes fournit une information importante en matière de niveau d'envahissement des placettes lors de l'état initial. Si l'appréciation physiologique du recouvrement des asters au sein des placettes avait amené à identifier au départ deux situations (recouvrement fort : placettes n° 1, 3 et 4 ; recouvrement moyen : placettes n° 2), l'analyse des effectifs indique qu'en réalité trois situations ont été étudiées :

- recouvrement fort et forte densité de tiges : placettes n° 1 (> 1 000 tiges/4m²),
- recouvrement fort et densité moyenne de tiges : placettes n° 3 et 4 (500 tiges/4m²),
- recouvrement faible et densité faible de tiges (< 300 tiges/4m²).

Les exclos (voir annexe 1-5)

La superposition de l'évolution des effectifs de tiges des quatre exclos d'asters révèle une certaine indépendance comportementale de chacune au cours des cinq années de suivi. L'existence de facteurs environnementaux influant sur la dynamique annuelle des asters semble ainsi invalide en matière d'effectifs de tiges. Toutefois, deux faits sont en mesure d'avoir participé à l'obtention de ces résultats :

- presque tous les exclos ont subi une année ou une autre des perturbations qui sont venues altérer les résultats (broutage des tiges dans les exclos n° 2 et 3, pourrissement des tiges dans l'exclos n° 4...);

- le choix méthodologique de procéder à un tirage au sort annuel des échantillons au sein des placettes a conduit à parfois effectuer des comptages au sein de quadrats distincts d'une année sur l'autre. En dépit de l'impression d'égale répartition des asters au sein de chaque exclos, il est envisageable que des variations d'effectifs existent et aient ainsi été enregistrées.

Cela étant, un lissage des courbes entre 2006 et 2010, destiné à affaiblir l'influence des éléments précités, permet *a minima* de conclure soit à une quasi-stagnation des effectifs de tiges (pour les exclos n° 1 et 2), soit à une augmentation (exclos n° 3 et 4). Aucune décroissance spontanée n'a donc été enregistrée.

Les observations relatives aux effectifs divergent pour le nombre de capitules. En effet, la superposition des courbes démontre plutôt ici une convergence des tendances, les années 2007 et 2010 révélant par exemple une baisse quantitative de la production florifère pour l'ensemble des exclos, alors que l'année 2009 marque une croissance générale. Au terme du suivi, le nombre de capitules des exclos, entre 2006 et 2010, a soit quasi-stagné (exclos n° 1 et 3), soit augmenté (exclos n° 2 et 4). Aucune décroissance n'a donc été enregistrée de manière durable.

Les hauteurs moyennes des tiges fertiles et stériles ont connu des oscillations importantes au sein des mêmes exclos, atteignant parfois des amplitudes de 50 % d'une année sur l'autre. Toutefois, chaque année, l'évolution de ces hauteurs est indépendante entre les différents exclos. Au terme du suivi, la hauteur des tiges fertiles d'asters s'est élevée dans trois exclos, alors que dans l'exclos n° 3 la hauteur a légèrement oscillé mais est finalement restée à un niveau relativement stable. Pour sa part, en dépit d'oscillations importantes, la hauteur des tiges stériles d'asters a finalement plutôt stagné dans deux exclos (n° 1 et 4), alors qu'elle s'est abaissée de moitié dans l'exclos n° 3 et encore plus fortement dans l'exclos n° 2. Ce phénomène d'abaissement est en fait directement lié à l'abrutissement des tiges, par les chevreuils dans le premier cas et par le bétail dans le deuxième cas.

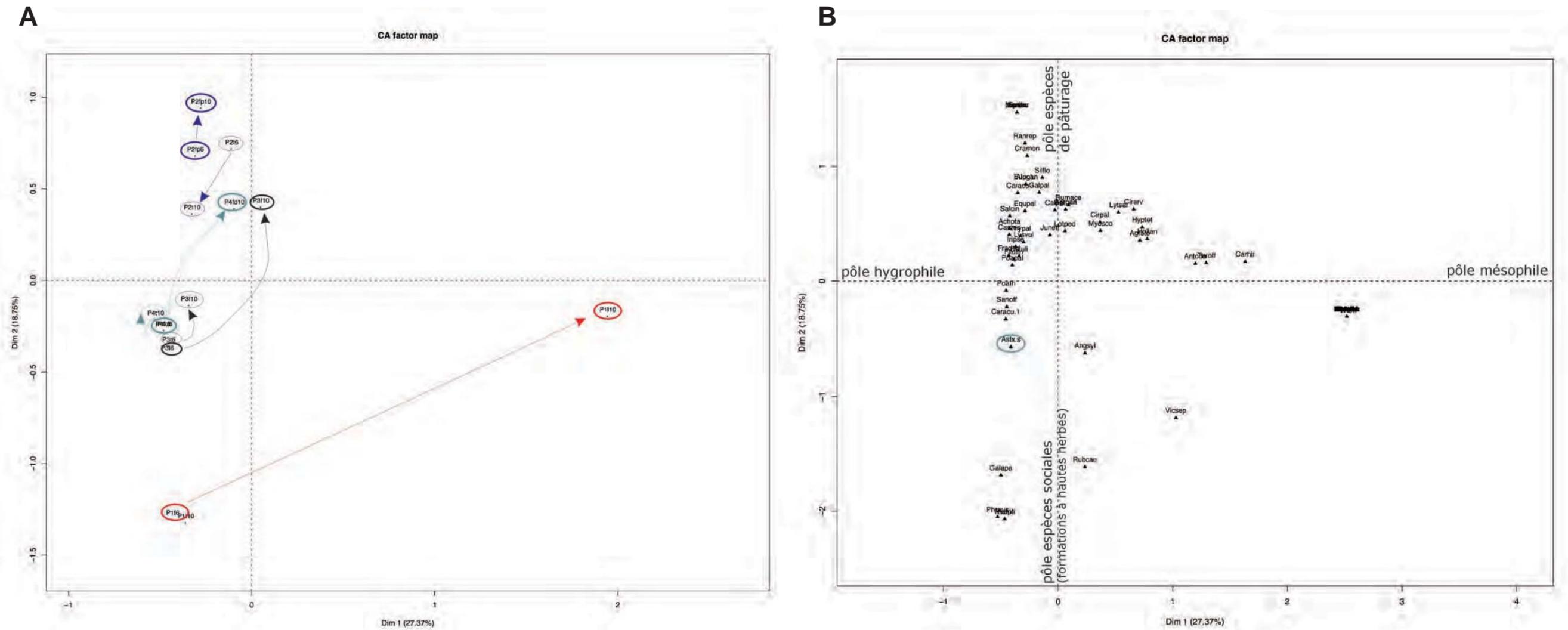


Figure n° 1 : illustration graphique de l'AFC, 26 relevés, 86 espèces.

A : carte factorielle des relevés dans un plan 1-2 ;

B : carte factorielle des espèces dans un plan 1-2.

Les carrés (voir annexe 1-6)

La superposition de l'évolution des effectifs de tiges des quatre carrés d'asters montrent deux phénomènes :

- quel que soit le type de gestion instauré, sa mise en place a toujours provoqué dans un premier temps un accroissement drastique des effectifs de tiges (quasi-doublement par rapport à l'état initial), imputable à une stimulation de la pousse suite aux perturbations subies. À noter cependant que cette augmentation a eu lieu, selon les exclos, durant une seule année (exclos n° 3 et 4) ou deux années (exclos n° 1 et 2) ;
- à partir de la troisième année, les effectifs ont entamé dans trois exclos une décroissance continue, parvenant au terme du suivi à une réduction par deux du nombre de tiges par rapport à l'état initial. L'exclos n° 4 se distingue, affichant une augmentation radicale des effectifs en fin de suivi (+ 150 %). Cet accroissement est pour le moins paradoxal, puisque l'appréciation du recouvrement des asters a bien permis d'enregistrer une réduction par deux entre le début et la fin de l'expérimentation. Des tentatives d'explication sont avancées dans l'analyse des résultats spécifiques des placettes n° 4.

Au vu de l'évolution du nombre de capitules pour l'ensemble des carrés, il est indiscutable que les types de gestion pratiqués ont tous privé les asters de floraison, et ce dès la première année d'expérimentation. Toutefois, l'exclos n° 4 se singularise là encore, puisque si la production de capitules a bien été empêchée les deux premières années de gestion, elle s'est en partie reconstituée les deux dernières années (40 % puis 10 %).

La comparaison de l'évolution des hauteurs de tiges fertiles montre une diversité de situation selon les exclos au cours des cinq années, des tiges fertiles réapparaissant ou non au sein des exclos durant les mêmes années. Malgré tout, deux constats s'imposent :

- les années où elles se reconstituent, les tiges fertiles peuvent atteindre 65 % de la hauteur initiale. Ce résultat, témoignant d'une certaine résistance des asters à la gestion, doit toutefois être relativisé avec l'accroissement constant de la hauteur des tiges fertiles constaté dans les exclos ;

- le carré n° 4 se singularise encore sur cet aspect, puisque si la production et la hauteur des tiges fertiles a été aléatoire au cours des années de suivi dans les trois autres carrés, la production de tiges fertiles n'a été nulle dans l'exclos n° 4 que lors de la première année de gestion, puis s'est continuellement accrue durant les trois années suivantes, jusqu'à dépasser de 30 % le nombre de tiges fertiles recensées lors de l'état initial. La hauteur de ces tiges a par ailleurs été constante.

La singularité des observations au sein de l'exclos n° 4 concourrait à désigner le désherbage thermique comme particulièrement inapproprié pour les asters, l'abaissement de la vigueur des asters étant globalement moindre que dans les carrés simplement fauchés. Ce constat se vérifie également vis-à-vis de l'évolution de la hauteur des tiges stériles, qui a été la moins marquée au sein de l'exclos n° 4. L'abaissement de la hauteur de ces tiges n'a ainsi été que de 50 % au cours des expérimentations, alors que cette réduction est située entre 60 et 85 % dans les autres carrés.

La mise en parallèle de l'évolution des hauteurs de tiges stériles au sein des quatre carrés apporte également les deux enseignements suivants :

- tous les types de gestion pratiqués ont sévèrement abaissé la hauteur des tiges stériles des asters, et ce, dès la première année. Cependant, cette hauteur n'a globalement plus évoluée ensuite ;
- dans les carrés soumis à un abrutissement (bétail dans le carré n° 2 et chevreuils dans le carré n° 3), la hauteur peut être ramenée en dessous de 0,10 mètre, alors que dans les autres carrés, principalement fauchés biennuellement, la hauteur stagne à 0,33 mètre.

3.3.5.3 Bilan synthétique des expérimentations sur les asters

Niveau d'invasion par les asters en 2006	Type de végétation initiale	Type de placette	Gestion expérimentée	Facteurs perturbants / observations durant le suivi	Évolution des descripteurs						Bilan gestion / asters
					recouvrement des asters en 2010	composition floristique	effectifs tiges	fertilité	hauteur tiges fertiles	hauteur tiges stériles	
recouvrement fort et forte densité de tiges	mégaphorbiaie hydrocline eutrophe sur sol minéral	exclos	-	pourrissement des tiges d'asters	aucune	faible	quasi-stagnation	quasi-stagnation	augmentation	quasi-stagnation	-
		carré	fauche biannuelle	-	-70%	forte (apport d'espèces prairiales)	+60% durant les deux premières années puis -55% durant les deux dernières années	quasi-absence de floraison dès la première année	-35 à -60% lorsque les tiges fertiles apparaissent encore (0,34 à 0,55 m)	- 60% dès la première année, sans évolution ensuite (maintenues à 0,33m)	- réduction forte du niveau d'invasion - diversification très marquée de la végétation - réduction forte de la biomasse - empêchement de la floraison
recouvrement fort et densité moyenne de tiges	mégaphorbiaie mésotrophe acidocline hygrophile sur sol riche en matière organique	exclos	-	impact de faune sauvage (abrutissement et vermillage répétés)	aucune	faible	augmentation	quasi-stagnation	quasi-stagnation	diminution (impact de l'abrutissement)	-
		carré	fauche biannuelle		-45%	moyenne (développement et apport d'espèces prairiales)	+70% la première année puis -75% durant les trois dernières années	quasi-absence de floraison dès la première année	(aucune tige fertile dès la première année)	abaissement marqué dès la première année mais faible évolution ensuite (maintenues à 0,15m en moyenne)	- réduction forte du niveau d'invasion - diversification marquée de la végétation - réduction forte de la biomasse - empêchement de la floraison
	mégaphorbiaie méso-eutrophe neutrocline hygrophile sur sol faiblement organique	exclos	-	pourrissement des tiges d'asters	aucune	faible	augmentation	augmentation	augmentation	quasi-stagnation	-
		carré	fauche biannuelle et désherbage thermique tardi-estival	-	-50%	moyenne (développement des espèces de mégaphorbiaie et apport d'espèces prairiales)	+130% la première année, puis jusqu'à +150% en fin de suivi (hypothèse de tiges plus grêles réparties de manière plus diffuse)	quasi-absence de floraison les deux premières années, puis reconstitution partielle les deux dernières années (40% et 10% du nombre de capitules initial)	-45% en moyenne lorsque les tiges fertiles apparaissent encore (0,57m en moyenne)	abaissement marqué dès la première année, sans évolution ensuite (maintenues à 0,34m)	- résultats paradoxaux et mitigés - réduction moyenne du niveau d'invasion - diversification marquée de la végétation - réduction forte de la biomasse - réduction forte de la floraison mais reconstitution partielle certaines années
recouvrement faible et densité faible de tiges	prairie hygrophile méso-eutrophe acidocline sur sol paratourbeux en déprise	exclos	-	intrusions répétées du bétail	+130%	moyenne (augmentation des espèces de mégaphorbiaies dont asters)	quasi-stagnation	augmentation	augmentation	diminution (impact de l'abrutissement)	-
		carré	fauche annuelle tardi-estivale et pâturage permanent	-	aucune	moyenne (remplacement des espèces sociales au profit d'espèces de pâturage)	données déficientes, mais augmentation les deux premières années puis réduction les deux dernières années	quasi-absence de floraison dès la première année	-65 et -75% lorsque les tiges fertiles apparaissent encore (0,17 à 0,41m)	abaissement marqué dès la première année mais faible évolution ensuite (maintenues à 0,16m en moyenne)	- maintien du niveau d'invasion - diversification moyenne de la végétation - réduction forte de la biomasse - empêchement de la floraison

Tableau n° 3 : bilan synthétique des expérimentations sur les asters

3.4 Suivi de la Rudbéckie laciniée (*Rudbeckia laciniata*)

3.4.1 Placettes n° 5

Objectif : évaluer l'impact d'une fauche biannuelle

Type de végétation initiale : mégaphorbiaie/phragmitaie eutrophe hygrocline sur sol riche en matière organique

Recouvrement de la Rudbéckie laciniée en 2006 : fort et très homogène

Gestion : fauche rase à la débrousailluse à lame à la fin septembre de 2006 à 2009, ainsi qu'à la mi-juin de 2007 à 2010

Observations :

- De 2008 à 2010, le comptage des effectifs au sein de l'exclos a été plus difficile du fait d'un versement marqué des tiges de Rudbéckie ; cette situation a augmenté la manipulation des tiges lors du positionnement des quadrats, occasionnant des sectionnements de tiges et des interrogations sur l'appartenance de tiges à la surface suivie.
- La fauche de la Rudbéckie provoque la formation de rosettes de feuilles pennatifides, correspondant vraisemblablement à une stimulation végétative se concrétisant par la formation à chaque bourgeon racinaire de rosettes. Ces rosettes ont été assimilées pour des raisons de commodité lors des comptages à des tiges stériles, mais le devenir de ces rosettes en autant de tiges stériles n'est pas garanti.

Analyse des résultats (voir annexe 2-1) :

En 2006, les deux placettes (carré et exclos) présentaient une similarité floristique moyenne (68 %), mais le recouvrement de la Rudbéckie avait été évalué à valeur égale dans les deux (entre 80 et 90 % de recouvrement). En 2010, les coefficients de similarité montrent que les deux placettes ont évolué de manière modérée, mais le changement est un peu plus marqué dans le carré (70 % contre 77 %). Les évolutions subies dans ces deux placettes présentent certainement des similitudes, puisqu'au terme du suivi, la similarité floristique entre le carré et l'exclos est inchangée (68 %).



M. VUILLEMENOT

Photo n° 10 : carré de Rudbéckie laciniée soumis à une fauche biannuelle depuis 4 ans ; cette vue, prise en juin 2009, montre que le recouvrement de la plante n'est aucunement impacté, voire accentué.

L'analyse de l'évolution de la composition phytosociologique des placettes montre les phénomènes suivants :

- dans l'exclos, la Rudbéckie a poursuivi sa colonisation, atteignant en fin de suivi un recouvrement maximal (> 90 %). Cet accroissement a généré une érosion forte de la richesse floristique (8 espèces contre 15 en 2006), faisant ainsi disparaître des espèces ou réduisant le recouvrement d'autres espèces de mégaphorbiaie (*Filipendula ulmaria*). Seule l'Ortie dioïque a accru son recouvrement, indiquant vraisemblablement l'enrichissement trophique de la placette ;
- dans le carré, la Rudbéckie a aussi poursuivi sa colonisation, atteignant en fin de suivi un recouvrement maximal (> 90 %). La stagnation de la richesse spécifique est artificielle, puisqu'en réalité cinq espèces ont disparu et cinq sont apparues. Ces changements sont directement imputables à la fauche, puisque les disparitions ou les réductions de recouvrement correspondent à des taxons peu tolérants à cette pratique (*Carex acutiformis*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Urtica dioica*, *Salix cinerea*...) et les apparitions correspondent à des espèces ayant davantage d'affinités prairiales (*Deschampsia cespitosa*, *Poa trivialis*, *Silene flos-coculi*...).

Si le recouvrement de la Rudbéckie entre l'exclos et le carré est identique en 2006, le nombre total de tiges l'est presque tout autant. Ces éléments confirment que ces deux placettes sont bien comparables en terme de niveau d'envahissement par la Rudbéckie.

L'analyse de l'évolution des effectifs de tiges montre la stabilité de l'exclos, en dépit de légères oscillations annuelles. En revanche, deux phases sont distinguables pour le carré :

- d'abord une quasi-stagnation des effectifs lors de la première année de fauche ;
- puis une croissance forte et continue des effectifs durant les deuxième et troisième années de fauche ;
- enfin un ralentissement de cette croissance la quatrième année, laissant entrevoir l'atteinte proche d'un palier. Au terme du suivi, l'augmentation du nombre de tiges est de 135 %.

Le ratio de fertilité précise les informations numériques précédentes. Dans l'exclos, les effectifs de tiges comprennent une proportion constante de tiges fertiles (85 %) au cours du suivi. Dans le carré, la proportion initiale de tiges fertiles était plus importante que celle de l'exclos (98 %). Dès la première année de fauche, cette proportion est tombée à 11 %, puis a décru jusqu'au terme du suivi pour atteindre 2 %.

L'évolution du nombre de capitules de l'exclos a connu des oscillations au cours du suivi, avec une amplitude négative maximale de 30 % et une amplitude maximale positive de 15 %. Ces variations demeurent modérées, et la production florifère de la Rudbéckie au sein de l'exclos peut ainsi être qualifiée de quasi-stable. Parallèlement,

la production de capitules dans le carré a chuté de 98 % dès la première année de fauche, et ce, jusqu'au terme du suivi. Dans le détail, ce nombre de capitules a même encore diminué de moitié entre les deux premières années de lutte (une quarantaine) et les deux dernières années (une vingtaine).

À l'instar du ratio de fertilité, la comparaison de l'indice de vitalité carré-exclos en 2006 confirme que la Rudbéckie était plus florifère dans le carré (10 capitules en moyenne par tige fertile contre 6). Au cours du suivi, cet indicateur a sensiblement oscillé dans l'exclos (entre 4 et 6 capitules selon les années), mais cette variation peut être considérée comme négligeable. *A contrario*, le nombre de capitules par tiges a diminué de 80 % dans le carré (2 capitules en moyenne), dès la première année de fauche, et ce, jusqu'au terme du suivi.

Enfin, l'analyse de l'évolution des hauteurs montre que :

- dans l'exclos, la hauteur moyenne des tiges fertiles s'est constamment élevée au cours du suivi, dépassant en 2010 de 30 % la hauteur initiale (2,3 mètres). De son côté, la hauteur des tiges stériles s'est progressivement accrue de 50 % (0,4 mètre) ;
- dans le carré, la hauteur moyenne des tiges fertiles s'est abaissée de 45 % dès la première année de fauche. Une seconde phase de décroissance s'est produite durant les deux dernières années de fauche, portant l'abaissement de la hauteur des tiges fertiles à 60 % par rapport à la valeur de 2006. En ce qui concerne les tiges stériles (= rosettes à partir de 2007), leur hauteur a été maintenue à 0,34 mètre depuis la première année de fauche.

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010	
	Carré	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution modérée (70% de similarité), influencée par la fauche (espèces prairiales bénéficiaires ; espèces sociales en recul) - accroissement du recouvrement de la Rudbéckie	- évolution modérée (77% de similarité), correspondant à l'accroissement du recouvrement de la Rudbéckie et à la disparition de nombreuses autres espèces (sauf Ortie : enrichissement trophique ?)
Effectifs de Rudbéckie	- quasi-stagnation la première année de fauche - croissance forte et continue ensuite, semblant atteindre un palier en 2010 (+135% par rapport à 2006)	- quasi-stabilité
Fertilité de la Rudbéckie	- réduction sévère de la proportion de tiges fertiles dès la première année de fauche, poursuivie jusqu'en 2010 (98 % en 2006, 11% en 2007, 2% en 2010) - réduction sévère de la production de capitules dès la première année (-98%) et du nombre de capitules par tige (2 capitules contre 10 en 2006)	- constance de la proportion de tiges fertiles (85%) - quasi-stagnation globale (malgré oscillations jusqu'à -30% et +15%) - stabilité du nombre de capitules par tige (5)
Hauteur de la Rudbéckie	- abaissement marqué des tiges fertiles (de 45% dès la première année de fauche, puis de 60 % au terme du suivi) - maintien de la hauteur des tiges stériles à 0,34m depuis la première année de fauche, sans tendance à la baisse	- élévation constante des tiges fertiles (+30% en 2010) et des tiges stériles (+50% en 2010)

Conclusion

- ✓ Dans ce contexte d'envahissement fort et très homogène par la Rudbéckie, les descripteurs montrent l'excellente fertilité de cette plante : la proportion de tiges fertiles est supérieure à 90 % en moyenne (entre carré et exclos).
- ✓ En l'absence de gestion (exclos), la Rudbéckie a poursuivi sensiblement sa colonisation, en éliminant simultanément la moitié des espèces présentes lors de l'état initial, même à faible recouvrement, et en favorisant les espèces les plus eutrophes. La hauteur du peuplement s'est également continuellement élevée. En revanche, les effectifs de tiges et la production de capitules n'ont pas significativement changé. Ces évolutions peuvent indiquer qu'arrivée à ce stade de colonisation maximale de l'espace, la Rudbéckie investit ses réserves énergétiques dans la robustesse de ses tiges, alors que la densité de tiges et la production de capitules auraient atteint un seuil.
- ✓ La fauche n'a aucunement impacté le recouvrement de la Rudbéckie ; elle a uniquement et sensiblement favorisé quelques espèces tolérantes à cette pratique et défavorisé d'autres espèces sociales de faible affinité prairiale.
- ✓ La fauche a modifié l'aspect du peuplement de Rudbéckie : les tiges stériles ont été converties en rosettes de feuilles pennatifides, interprétées comme telles malgré tout.
- ✓ La première année de fauche, les effectifs de tiges n'ont pas évolué. La réaction de densification des tiges n'est intervenue qu'à partir de la deuxième année et s'est poursuivie jusqu'au terme du suivi, même si à cette date ce phénomène semblait se stabiliser.
- ✓ La fauche a occasionné une réduction drastique et rapide des effectifs et des hauteurs des tiges fertiles, ainsi que du nombre de capitules. Les dernières années, cette décroissance s'est poursuivie, mais de manière plus sensible. En revanche, la vigueur des tiges stériles (= rosettes) n'a pas été impactée : leur nombre s'est continuellement accru et leur hauteur est restée stable jusqu'au bout.
- ✓ La fauche retarde la phénologie de la Rudbéckie, la floraison n'intervenant que fin septembre – début octobre alors que les plantes de l'exclos se situent au stade de dissémination des graines.

3.4.2 Placettes n° 6

Objectifs : évaluer l'impact d'une fauche annuelle tardi-estivale et d'un pâturage permanent et évaluer l'impact d'un arrachage et d'un pâturage permanent

Type de végétation initiale : prairie hygrophile méso-eutrophe acidophile sur sol paratourbeux en déprise

Recouvrement de la Rudbéckie laciniée en 2006 : faible

Gestion : dans un cas, fauche rase à la débroussailluse à lame de la fin septembre de 2006 à 2009 et pâturage permanent jusqu'en 2010, alternant vaches et chevaux (2006 : vaches Highland cattle ; 2007 : vaches Highland + 3 chevaux camarguais (en alternance) ; 2008 : vaches Highland + 3 chevaux camarguais (en alternance) ; 2009 : 5 chevaux camarguais ; 2010 : vaches Angus et Galloway) ; dans le second cas, pâturage permanent de 2006 à 2010 et extraction des rhizomes de Rudbéckie en juin 2007

Observations : la situation de ces placettes au sein d'une vaste pâture a engendré des perturbations dans l'exclos. En 2008 et 2009, la clôture installée dès 2006 en périphérie de l'exclos n'a pas été suffisante vis-à-vis des chevaux camarguais, qui ont consommé la frange externe de la végétation. En 2010, l'intrusion répétée de veaux de vaches écossaises s'est traduite par une consommation diffuse de la végétation dans l'ensemble de l'exclos. La principale conséquence de ces aléas sur les résultats des descripteurs suivis est une assimilation systématique, dans le doute, des tiges broutées, potentiellement fleuries lors de leur consommation par le bétail, à des tiges stériles.

Par ailleurs, à l'instar du carré des placettes 5, la fauche de la Rudbéckie a provoqué la formation de rosettes de feuilles pennatifides, correspondant vraisemblablement à une stimulation végétative se concrétisant par la formation à chaque bourgeon racinaire de rosettes. Ces rosettes ont été assimilées pour des raisons de commodité lors des comptages à des tiges stériles, mais le devenir de ces rosettes en autant de tiges stériles n'est pas garanti.



M. VUILLEMINOT

Photo n° 11 : une des formes de rosette foliaire de Rudbéckie laciniée provoquée par la fauche

Analyse des résultats (voir annexe 2-2) :

En 2006, l'exclos et le carré fauché/pâturé présentaient une bonne similarité floristique (79 %), ainsi qu'un recouvrement équivalent de la Rudbéckie (entre 10 et 20 %). En revanche, le carré arraché/pâturé, bien que proche des deux précédents en terme de composition floristique, se distinguait par une moindre représentation de *Carex acutiformis* au profit de *Ranunculus repens* et par un recouvrement plus faible de la Rudbéckie (moins de 10 %).

Cinq ans après, les évolutions suivantes sont constatées :

- régression de la similarité floristique de l'exclos entre 2006 et 2010 (plus que 69 % de similarité) ;
- régression sensible de la similarité floristique de l'exclos et du carré fauché/pâturé (passage de 79 à 62 %) ;
- légère diminution de la similarité floristique de l'exclos et du carré arraché/pâturé (passage de 42 à 37 %) ;
- augmentation de la similarité floristique du carré fauché/pâturé et du carré arraché/pâturé (passage de 31 à 49 %).

En résumé, ces changements indiquent que floristiquement les placettes gérées tendent à converger au cours du suivi, s'éloignant de l'exclos qui lui-même a légèrement évolué entre le début et la fin du suivi.

L'analyse de l'évolution de la composition phytosociologique des placettes éclaire ces changements :

- dans l'exclos, la Rudbéckie a conforté son implantation (passage de 10-20 % de recouvrement à 20-30 %). Les espèces de mégaphorbiaies (*Filipendulo – Convolvuletea*) et de roselières (*Phragmiti – Magnocaricetea*), déjà dominantes lors de l'état initial, ont accru leur recouvrement. Ces évolutions sont conformes à une mise en exclos de la végétation ;
- dans les placettes gérées, le cortège d'espèces prairiales (*Molinio – Juncetea, Agrostietea, Arrhenatheretea...*) s'est très nettement étoffé, conduisant à une convergence floristique et physiologique des deux carrés. Cette situation est directement imputable à l'action du pâturage, provoquant les mêmes effets dans les deux placettes.

L'analyse de l'évolution des effectifs de tiges de Rudbéckie montre que le niveau d'envahissement était absolument égal en 2006 dans l'exclos et dans le carré fauché/pâturé. De manière inattendue, il peut être constaté qu'au terme du suivi les effectifs de cette plante invasive ont doublé dans les deux placettes, voire même davantage dans le carré fauché/pâturé (en tenant compte que la décroissance des effectifs en 2010 au sein de l'exclos est liée à la pénétration inopportune des bovins).

Cependant, cette similarité statistique ne trouve pas la même origine. Dans l'exclos, la croissance des effectifs résulte d'une reproduction sexuée permise par l'absence de gestion, alors que dans le carré fauché/pâturé il s'agit d'une stimulation végétative des individus, liée à une ré-allocation énergétique du fait de l'empêchement de la floraison. Par ailleurs, il convient d'ajouter à cette réaction le fait que la fauche modifie l'aspect du peuplement de Rudbéckie, les tiges étant converties en rosettes de feuilles pennatifides, interprétées comme telles malgré tout.

Dans le carré arraché/pâturé, l'arrachage des rhizomes de Rudbéckie a été très concluant. Une seconde intervention a dû être réalisée quelques mois plus tard pour extraire un unique individu qui aurait été oublié lors de la première intervention ou qui correspondrait à une nouvelle germination favorisée par la perturbation du sol.

L'évolution numérique à la baisse des descripteurs de fertilité au sein de l'exclos ne transcrit pas la réalité étant donné l'intrusion répétée des herbivores, précisément attirés par les capitules et les tiges fermes

de Rudbéckie. Cette ablation des inflorescences a conduit, dans le doute, à comptabiliser les individus concernés à des tiges stériles. Sans cela, il semble bien que le ratio de fertilité aurait été constant et proche de l'optimum jusqu'au terme du suivi, de même que l'indice de vitalité qui aurait pu subir une augmentation régulière du fait de la robustesse croissante des individus de Rudbéckie.

Dans les carrés gérés, la production florifère a été très affectée. Supprimée dans le carré arraché/pâturé dès la première année, l'évolution a été plus progressive dans le carré fauché/pâturé. D'abord diminué que de moitié lors de la première année, le ratio de fertilité a ensuite oscillé entre 0 et 10 %. En revanche, la vigueur des tiges fertiles a été affectée beaucoup plus rapidement. Dès la première année, l'indice de vitalité a été abaissé en dessous de 3, alors qu'en 2006 chaque tige fertile produisait en moyenne 9 à 10 capitules. Concrètement, la production globale de capitules a donc tout au long de l'expérimentation été très affectée (passage de 314 capitules en 2006 à une oscillation entre 0 et 10 capitules), mais pas toujours supprimée.

L'analyse de l'évolution des hauteurs apporte les principales informations suivantes :

- dans l'exclos, la hauteur moyenne des tiges fertiles s'élève continuellement au cours du suivi, croissant entre 2006 et 2010 de 75 % (passage de 0,62 à 1,25 m). En l'absence d'intervention à la suite de l'expérimentation, il est vraisemblable que ces individus croissent encore en hauteur au gré du développement de leurs rhizomes, jusqu'à atteindre 1,75 ou 2 mètres ;
- dans le carré fauché/pâturé, la hauteur des tiges fertiles, les années où celles-ci existent, est relativement abaissée (moins d'un mètre), alors qu'au regard des observations de l'exclos, cette hauteur devrait croître continuellement en dépassant à cette date 1,25 mètres ;
- dans le carré fauché/pâturé, la hauteur des rosettes (tiges stériles) est maintenue entre 0,1 et 0,15 mètre, sans évolution à la baisse.

Synthèse des résultats :

	Evolution constatée entre 2006 et 2010		
	carré fauché et pâturé	carré arraché et pâturé	Exclos
Composition floristique semi-quantitative	- évolution marquée (55% de similarité), influencée par le pâturage (recul des espèces sociales au profit d'espèces prairiales, plutôt résistantes au piétinement) - recouvrement de la Rudbéckie inchangé	- évolution marquée (51% de similarité), influencée par le pâturage (recul des espèces sociales au profit d'espèces prairiales, plutôt résistantes au piétinement) - Rudbéckie disparue	- évolution modérée mais active (69% de similarité), au profit des espèces peu tolérantes à la gestion (espèces de mégaphorbiaie et de roselières) - accroissement modéré du recouvrement de la Rudbéckie
Effectifs de Rudbéckie	- augmentation constante (+150% entre 2006 et 2010), correspondant à une densification provoquée par la fauche	- recrudescence d'une rosette la première année puis disparition	- doublement (peut-être sous-évalué du fait de l'intrusion répétée des herbivores), issu de semis
Fertilité de la Rudbéckie	- diminution de moitié de la proportion de tiges fertiles la première année, puis oscillation entre 0 et 10% - réduction sévère de la production de capitules (- 98%) et du nombre de capitules par tige (2 à 3 contre 9 à 10 capitules en 2006)	- disparition de la plante	- décroissance directement liée aux perturbations dues aux intrusions du bétail - production florifère des tiges fertiles a priori en hausse
Hauteur de la Rudbéckie	- abaissement (-35% en moyenne selon les années) de la hauteur des tiges fertiles au cours du suivi, alors que dans le même temps la hauteur des tiges de l'exclos augmente - maintien de la hauteur des tiges stériles entre 0,1 et 0,15 m depuis la première année de fauche	- disparition de la plante	- élévation constante des tiges fertiles

Conclusion

- ✓ En dépit des intrusions perturbatrices du bétail dans l'exclos, le suivi de cette placette a montré qu'en contexte d'invasion faible à modéré par la Rudbéckie, la végétation s'est enrichie en espèces de mégaphorbiaies. L'absence de gestion a aussi permis à la Rudbéckie de se reproduire (semis) et d'accumuler des réserves énergétiques, allouées à une production florifère croissante et à une élévation constante et marquée de la hauteur du peuplement.
- ✓ L'arrachage, même si il a été combiné à du pâturage, a suffi pour faire disparaître la Rudbéckie dès la première année. En revanche, l'évolution de la végétation de cette placette a résolument été influencée par le pâturage.
- ✓ La fauche et le pâturage ont modifié l'aspect du peuplement de Rudbéckie : les tiges stériles ont été converties en rosettes de feuilles pennatifides, interprétées comme telles malgré tout.
- ✓ La première année de fauche et de pâturage, les effectifs de tiges ont régressé. Une réaction de forte densification des tiges est intervenue à partir de la deuxième année et s'est poursuivie jusqu'au terme du suivi.
- ✓ La fauche et le pâturage ont occasionné une réduction drastique et rapide des effectifs et des hauteurs des tiges fertiles, ainsi que du nombre de capitules. Cependant, la vigueur des tiges stériles (= rosettes) n'a pas été impactée : leur nombre s'est continuellement accru (doublement) et leur hauteur est restée stable.
- ✓ L'intérêt du pâturage, par comparaison avec les résultats du carré simplement fauché de la placette 5 (malgré une différence évidente de recouvrement de la Rudbéckie), est qu'il permet d'exercer une pression constante sur la plante, en ne lui permettant quasiment jamais de fleurir, et abaisse la hauteur des tiges stériles (0,10 à 0,15 mètre, contre 0,34 mètre dans la placette 5).
- ✓ En définitive, dans un contexte d'invasion faible à modéré par la Rudbéckie, le pâturage, combiné à une fauche annuelle, maintient le niveau de recouvrement de la Rudbéckie (mais la plante se densifie en produisant davantage de petites rosettes), réduit fortement sa biomasse et empêche la reproduction sexuée.

3.4.3 Analyse globale de l'évolution de la Rudbéckie

Les placettes 5 et 6 constituent des uniques échantillons analysant chacun un contexte distinct (recouvrement faible à modéré et recouvrement fort). Par conséquent, cette absence de répétitivité des échantillons dans des conditions similaires rend inutile la confrontation de leurs résultats respectifs. En revanche, le bilan synthétique des expérimentations sur la Rudbéckie est présenté ci-après.

Niveau d'invasion de la Rudbéckie en 2006	Type de végétation initiale	Type de placette	Gestion expérimentée	Facteurs perturbants / observations durant le suivi	Évolution des descripteurs						Bilan gestion / Rudbéckie
					recouvrement de la Rudbéckie en 2010	composition floristique	effectifs tiges	fertilité	hauteur tiges fertiles	hauteur tiges stériles	
recouvrement fort et forte densité de tiges	mégaphorbiaie/ phragmitaie eutrophe hydrocline sur sol riche en matière organique	exclos	-	-	augmentation (saturation)	appauvrissement (expansion de la Rudbeckie et élimination des espèces les moins eutrophes)	quasi-stagnation	quasi-stagnation	augmentation	augmentation	-
		carré	fauche biannuelle	la fauche provoque le remplacement des tiges par davantage de rosettes de feuilles pennatifides, interprétée comme des tiges stériles, mais augmentant ainsi plus ou moins artificiellement les effectifs	augmentation (saturation)	remplacement des espèces les moins tolérantes à la fauche par des espèces plus tolérantes, mais globalement richesse déclinante	augmentation importante et continue (stimulation végétative se concrétisant par l'apparition de rosettes de feuilles sur bourgeons racinaires)	quasi-absence de floraison dès la première année	-45 à -60% lorsque les tiges fertiles apparaissent encore (0,75 m)	maintien autour de 0,34 m	- accroissement du niveau d'invasion, concrétisé par l'apparition de rosettes de feuilles pennatifides formant un couvert très dense - appauvrissement spécifique de la végétation - réduction forte de la biomasse - quasi-empêchement de la floraison
recouvrement faible et densité faible de tiges	prairie hygrophile méso-eutrophe acidocline sur sol paratourbeux en déprise	exclos	-	intrusions répétées du bétail	augmentation	faible mais active (augmentation de la représentation des espèces de mégaphorbiaies dont Rudbéckie)	augmentation importante (par semis)	augmentation	augmentation constante	diminution (impact de l'abrutissement)	-
		carré fauché/ pâturé	fauche annuelle tardi-estivale et pâturage permanent	la fauche provoque le remplacement des tiges par davantage de rosettes de feuilles pennatifides, interprétée comme des tiges stériles, mais augmentant ainsi plus ou moins artificiellement les effectifs	aucune	moyenne (remplacement des espèces sociales au profit d'espèces prairiales tolérantes au pâturage)	augmentation importante et continue (stimulation végétative se concrétisant par l'apparition de rosettes de feuilles sur bourgeons racinaires)	quasi-absence de floraison dès la première année	-35% lorsque les tiges fertiles apparaissent encore (< 1 m)	abaissement marqué dès la première année mais faible évolution ensuite (maintenues entre 0,1 et à 0,15m en moyenne)	- pas de réel accroissement du niveau d'invasion en terme de recouvrement, mais remplacement des tiges par un couvert dense de rosettes de feuilles pennatifides - diversification moyenne de la végétation - réduction très forte de la biomasse - empêchement de la floraison
		carré arraché/ pâturé	arrachage et pâturage permanent	-	disparition	moyenne (remplacement des espèces sociales au profit d'espèces prairiales tolérantes au pâturage)	disparition	disparition	disparition	disparition	extraction des rhizomes totalement efficace : disparition de la plante

Tableau n° 4 : bilan synthétique des expérimentations sur la Rudbéckie laciniée

3.5 Evaluation des suivis de végétation

Suite à l'analyse des résultats, différents commentaires peuvent être faits sur les suivis, afin d'apprécier la pertinence des choix qui ont été faits au départ et d'envisager des perspectives d'amélioration du dispositif.

Ces remarques concernent les moyens de lutte expérimentés, les protocoles de suivi en tant que tels et ce qui peut être qualifié d'« aléas méthodologiques », c'est-à-dire d'évènements ou de faits qui n'avaient pas été anticipés au départ.

3.5.1 Les moyens de lutte expérimentés

3.5.1.1 La répétitivité des échantillons

La généralisation des résultats observés dans chaque carré demeure délicate, étant donné le manque de répétitivité des échantillons. Chaque placette s'est ainsi illustrée d'une autre par l'itinéraire technique appliqué, par l'habitat naturel occupé et par l'intensité de l'invasion de l'espèce invasive étudiée, sans que le même contexte puisse être fidèlement testé plusieurs fois. Cette rigueur méthodologique n'a pas pu être respectée du fait qu'il a été préféré tester suffisamment de situations distinctes. Malgré tout, trois carrés d'asters présentent tout de même des similitudes, dans le sens où ils ont tous été soumis à une fauche biannuelle et qu'en dépit des différences du niveau d'engorgement du sol et de la composition floristique de la placette il s'agit à chaque fois de végétation présentant un fond commun d'espèces herbacées de marais méso-eutrophes acidiphiles.

3.5.1.2 La diversité des moyens de lutte

D'autres itinéraires techniques auraient pu être testés, par exemple en termes de fréquence de fauche. Deux passes (première quinzaine de juin puis dernière quinzaine de septembre) ont été privilégiées, d'abord parce que la bibliographie disponible n'en préconisait pas moins pour constater une réelle efficacité, ce qui se vérifie dans l'enceinte de l'aérodrome de la Vèze, où une unique fauche estivale n'empêche pas la colonisation active des asters, mais aussi parce que deux interventions paraissaient constituer une gestion « réalisable » ou « raisonnable » pour des gestionnaires.

Au vu des résultats obtenus avec deux passes, il est très probable que davantage d'interventions ne fasse qu'accroître ou accélérer la régression du recouvrement des asters, la diversification de la

végétation et son évolution vers des communautés plus prairiales.

3.5.2 Les protocoles

3.5.2.1 Les pas de temps du suivi

En premier lieu, la durée du suivi et de la fréquence des comptages nous ont paru pertinentes au regard des résultats observés. La question du pas de temps est en effet un élément essentiel lors d'un suivi, afin d'être sûr que la tendance observée est vraiment pérenne. Cinq années semblent ainsi être un minimum, même si l'on ne peut jamais être certain qu'une nouvelle évolution se dessine au cours des années suivantes.

A titre d'exemple, pour les asters américains, plusieurs carrés ont montré des courbes de tendance d'effectifs de tiges à la hausse au cours des deux premières années, correspondant à une réaction à la gestion exercée (densification végétative en compensation de la privation de floraison). A ce stade, une interruption du suivi aurait donné une image erronée, puisque lors des deux dernières années du suivi les effectifs ont chuté (vraisemblablement suite à l'épuisement des réserves énergétiques).

D'autres descripteurs confirment l'importance de ce pas de temps *a minima* quinquennal, en affichant des valeurs qui révèlent une nouvelle tendance après la troisième année de gestion, ou qui confirment à l'inverse la tendance amorcée. Par exemple, un nombre de capitules peut décroître très fortement la première année, puis s'amenuiser un peu plus chaque année, de manière beaucoup plus faible, mais conduisant progressivement à une quasi-absence de floraison.

Si la période de cinq ans a donc été appropriée, la fréquence annuelle des comptages des descripteurs des plantes invasives étudiées a aussi été nécessaire. Elle a permis de mettre en évidence l'existence de différents stades dans la réaction de la plante à la gestion. Pour sa part, le relevé de végétation semi-quantitatif n'a été réalisé que deux fois, lors de l'état initial et au terme du suivi. Ce pas de temps peut être jugé suffisant pour rendre compte d'une évolution éventuelle et suffisamment significative d'une communauté végétale. L'observation de la progressivité de l'évolution éventuelle de la végétation ne présente ici que peu d'intérêt.

3.5.2.2 La localisation des placettes et le choix des échantillons

La deuxième remarque concerne la surface des placettes, souvent jugée trop vaste (13,8 m² en moyenne) lors de la réalisation des suivis, rendant

les comptages relativement lourds (26 heures en moyenne à deux observateurs chaque année) et ne permettant pas toujours d'atteindre le seuil d'échantillonnage de 25 % de la surface. Cette situation a permis toutefois de répondre au souci initial de ne pas focaliser l'attention sur l'évolution d'un ou quelques individus des plantes invasives étudiées, mais bien sur une petite « population ». Néanmoins, il semble nécessaire, dans la perspective d'un nouveau dispositif, de restreindre la surface des placettes les plus vastes, afin d'échantillonner au moins un tiers des effectifs pour améliorer la représentativité des échantillons et par conséquent la validité de l'extrapolation des résultats.

Selon la même logique d'amélioration de la qualité des résultats, il conviendrait de ne pas reproduire le choix retenu ici de procéder à un nouveau tirage au sort, chaque année, de l'emplacement des échantillons au sein des placettes. Cette méthode a sûrement participé à l'existence de variations parfois marquées des résultats d'une année sur l'autre au sein d'une même placette par exemple, ou encore à l'observation d'une totale indépendance comportementale de tous les exclos d'asters, même si le nombre d'échantillons demeure trop faible pour vraiment affirmer cette indépendance.

Malgré l'apparente homogénéité dans la distribution et le développement des plantes invasives étudiées au sein des placettes, des différences notables ont pu être observées lors des comptages d'un échantillon à un autre. Si le tirage au sort de plusieurs échantillons a la vertu de lisser les écarts, il n'est pas exclu que, dans la même placette, certaines années aient été suivies les échantillons les plus fournis en termes d'effectifs d'asters par exemple, et les autres années des échantillons moins bien pourvus.

L'appréciation de l'homogénéité de deux placettes peut ainsi être complexe. Ce problème se pose notamment lors du choix de l'emplacement d'une placette de suivi, où il convient de délimiter un carré et un exclos, censés être équivalents vis à vis du type de végétation et du niveau d'envahissement et de développement de la plante invasive étudiée.

Les résultats des suivis des placettes ont bien montré les limites de cet exercice de recherche de similarité parfaite entre exclos et carré, ce d'autant plus lorsque plusieurs descripteurs sont analysés.

Ainsi, il a déjà été évoqué la relative indépendance entre le recouvrement ou le coefficient d'abondance-dominance de la plante invasive, tels qu'ils peuvent être estimés, et les effectifs de tiges réellement comptés. C'est comme cela qu'entre le début et la fin de l'expérimentation le recouvrement des asters

a pu, par exemple, ne pas évoluer, alors que les effectifs de tiges ont pu presque doubler (exclos de la placette 3). Cette densification des tiges n'a pas pu être « appréciée visuellement ».

La situation est différente dans la placette 5 de *Rudbeckia laciniée*, où le recouvrement de la plante et les effectifs de tiges se sont bien révélés semblables entre le carré et l'exclos, ce qui n'a pas été le cas pour la production de capitules, avec 65 % de capitules en plus dans le carré.

L'enseignement de ces remarques est qu'il paraît impossible de sélectionner au préalable et de comparer, pour ce type de suivi, des objets parfaitement identiques. L'opérateur du protocole doit donc s'en tenir à son « impression » pour délimiter le carré et l'exclos, en se basant plus sur la recherche de similarité dans les conditions stationnelles (ombrage, sol, végétation, gestion...) que dans le développement précis des descripteurs qui seront analysés (nombre de tiges fertiles/stériles, nombre de capitules, hauteur...).

3.5.3 Les aléas méthodologiques

Plusieurs facteurs ont rendu complexe la collecte des résultats ou ont perturbés la qualité de ces derniers. Toutefois, certains de ces facteurs ont finalement été constructifs.

3.5.3.1 La perturbation des placettes par le bétail ou la faune sauvage

Parmi ceux-ci figure surtout l'observation fortuite que la faune sauvage peut avoir une action complémentaire sur le contrôle des asters, dans les espaces fauchés. Ce constat a rapidement été fait grâce à la placette 3 d'asters américains, qui constitue l'exemple type d'application de l'un des critères qui a prévalu à l'emplacement des placettes : rechercher des situations à l'écart des sentiers ou des voies d'accès, afin d'éviter des perturbations humaines volontaires (dégradation) ou involontaires (simple piétinement ou travaux).

En isolant cette placette au cœur du marais, il n'a en effet pas été prévu que le passage des observateurs, parfois précédé d'un débroussaillage pour faciliter leur progression, favoriserait le passage de la faune sauvage, conduisant ainsi chevreuils et sangliers jusqu'aux placettes.

La conséquence est une perturbation générale des résultats :

- dans l'exclos, en influençant l'évolution de la végétation de manière nouvelle

(abroustissement) entre le début et la fin du suivi ;

- dans le carré, en rendant impossible la seule attribution des résultats à la gestion expérimentée, ce d'autant plus que le carré a toujours été plus impacté que l'exclos, en termes de pression d'abroustissement et de vermillage, ceci étant certainement liée à l'augmentation de l'appétence de la végétation dans le carré, où la végétation tendait à se diversifier avec l'enrichissement notamment en espèces prairiales, alors que dans l'exclos se développait une végétation de grandes laïches et de Reine des prés, moins attractive pour les herbivores.

Dans les parcs de la Tourbière de Morre, si l'intrusion répétée du bétail dans les exclos a eu l'avantage de témoigner de l'appétence des capitules d'asters et de Rudbéckie laciniée, elle a surtout eu le tort de nuire à l'exploitabilité des résultats.

La mise en place des clôtures autour des exclos serait ainsi à revoir. Il conviendrait de les éloigner davantage vers l'extérieur de la surface étudiée (1,5 mètres minimum), afin d'empêcher les animaux les plus robustes (chevaux) d'atteindre la placette. Par ailleurs, il faudrait installer un grillage à mailles plutôt que des rangées de fils, pour interdire leur franchissement aux individus les plus petits (veaux des races bovines de petite taille par exemple : vaches Angus et Galloway).

3.5.3.2 L'évolution de l'apparence des plantes invasives étudiées

Les trois autres facteurs perturbant ont concerné plus directement l'apparence en elle-même des plantes invasives étudiées.

Pour les asters comme pour la Rudbéckie s'est ainsi posé le problème, dans les carrés, de la différence d'aspect des individus entre l'état initial et l'état après l'application de la méthode de lutte. L'apparition de rosettes de feuilles, évoluant plus ou moins en tiges, a conduit à intégrer ces dernières dans les effectifs de tiges stériles, afin de rendre compte de leur existence, significative pour l'analyse de la réaction de la plante. Toutefois, ces rosettes ne correspondent plus rigoureusement aux objets initiaux auxquels elles sont associées, à savoir des tiges feuillées non pourvues de capitules.

Une solution pour pallier à ce manque de rigueur méthodologique, même si au final le comportement de la plante a pu être analysé quand même grâce à l'assimilation des rosettes à des tiges stériles, serait de prévoir une nouvelle catégorie d'objets

(rosettes de feuilles apparaissant sur les bourgeons racinaires...).

En ce qui concerne les asters, la collecte des données a également été compliquée par deux autres raisons :

- le pourrissement fréquent des tiges, dans certains exclos à forte densité, en fin de saison estivale ; lors du suivi automnal s'est donc souvent posée la question de l'intégration ou non de ces tiges abîmées dans les comptages ;
- la diversité des stades phénologiques des capitules dans les panicules d'asters ; l'abondante production florifère de cette plante ne donne pas lieu en effet à l'épanouissement simultané de tous les capitules, confrontant l'observateur lors du comptage à devoir définir à partir de quel aspect les bourgeons de capitules (très abondants) peuvent être considérés comme « viables » et donc être intégrés aux effectifs de capitules épanouis. Ce type de problème méthodologique ne peut être résolu que par la présence d'au moins un observateur invariable tout au long du suivi.

Une stratégie de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône

A l'issue de ces cinq années d'amélioration de la connaissance des espèces végétales invasives du marais de Saône, de nombreuses actions peuvent être entreprises. Elles relèvent de deux démarches nécessairement complémentaires, l'une préventive, comprenant aussi des opérations de contrôle écologique, et l'autre plus orientée vers le contrôle direct de certaines stations de plantes.

4.1 Les actions préventives et correctives

4.1.1 Restaurer le fonctionnement hydrologique du marais et réduire la trophie des sols

Si l'homme favorise l'introduction des plantes invasives, il crée tout autant les conditions favorables à la propagation de ces espèces, par le biais de nombreuses activités. Par ailleurs, l'explosion soudaine d'une espèce est souvent considérée

comme révélatrice d'un dysfonctionnement de l'écosystème, d'origine naturelle ou artificielle (PLANTY-TABACHII, 1997).

Dans le marais de Saône, les phénomènes d'invasion observés depuis une vingtaine d'années semblent avoir été fortement favorisés, en ce qui concerne les asters américains, par l'aménagement de l'aérodrome de la Vèze, notamment lors de la création du réseau de drains. Cependant, au-delà de ce site, leur propagation diffuse pourrait être liée aux diverses atteintes subies par cette vaste zone humide de 750 hectares, portant principalement sur la qualité de l'eau et la fonctionnalité hydrologique bouleversée par divers aménagements et un vaste réseau de drainage.

Il peut ainsi être espéré que toutes les actions prises dans le sens de la correction de ces nuisances concourent à la régression des espèces invasives du marais. Dans les habitats naturels et semi-naturels, les asters américains, la *Rudbeckia laciniata* et le *Solidago glabra* correspondent toutes à des espèces de mégaphorbiaies, ayant leur optimum écologique dans les sols frais à humides. Une augmentation significative de la fréquence des périodes d'engorgement peut ainsi être considérée comme néfaste à ces espèces.

Par ailleurs, la recherche de l'amélioration de la qualité des rejets devrait, progressivement, permettre de réduire la teneur trop élevée des eaux de surface du marais (MONCORGE *et al.*, 2009). Cela bénéficierait également aux sols du marais et pourrait ainsi participer à l'atténuation de la colonisation des plantes invasives, puisque les espèces présentes sont connues pour leur préférence pour les substrats riches en éléments nutritifs et en bases (MULLER, 2004).

4.1.2 Accompagner les travaux d(e) (ré-)ouverture et raisonner les transferts de matériaux

Les cartographies et les observations réalisées au cours de cette étude ont confirmé la préférence des espèces invasives présentes dans le marais pour les stations ensoleillées, du moins pour leur permettre de se développer totalement, c'est-à-dire de fleurir et de fructifier. Les zones ombragées et abritées ne sont pas délaissées pour autant par ces espèces, mais le développement végétatif de ces dernières est alors amoindri et la reproduction sexuée est rare ou peu vigoureuse.

En conséquence, cela implique que tous les travaux ayant pour effet de favoriser la mise en lumière des sols du marais de Saône sont susceptibles de profiter, principalement aux asters américains,

omniprésents dans le marais au moins sous forme de graines (voir commentaires sur la répartition des asters, 2-2). Les franges externes de l'aérodrome de la Vèze, soumises à des abattages pour améliorer la visibilité de la piste, où les prairies de la Tourbière de Morre et de la Vaivre, rouvertes pour maintenir des habitats herbacés, témoignent de cette favorisation involontaire des asters.

Les solutions d'évitement, ou plutôt de réduction de ce phénomène, sont de deux types :

- en premier lieu, raisonner ces ouvertures : l'abattage est-il vraiment indispensable à cet endroit (d'autant plus si les asters y sont déjà présents) ?
- en second lieu, accompagner l'après (ré-)ouverture : prévoir un entretien régulier de la zone qui permette d'exercer une pression sur les asters dès la première année de végétation suivant les travaux, telle qu'une fauche, un gyrobroyage ou un pâturage. Ces modes de gestion nécessitent que la zone soit débarrassée de tous les résidus d'abattage tombés au sol.

Le contrôle de la dissémination des espèces invasives passe aussi naturellement par le suivi du transfert de matériaux au sein du marais et le nettoyage des engins intervenant dans les zones infestées. De nombreux drains sont par exemple envahis par les asters américains à proximité de l'aérodrome de la Vèze. L'éventuel curage de ces fossés doit donc prévoir une destination opportune pour les matériaux prélevés, c'est-à-dire en ne les exportant pas vers des zones encore dépourvues d'asters, et doit veiller à retirer et laisser sur place la terre accrochée aux chenilles ou godets des engins, afin de ne pas transporter de diaspores (semences, fragments de rhizomes...) de plantes invasives.

4.1.3 Entretenir les milieux ouverts

Asters américains, *Rudbeckia laciniata* et *Solidago glabra* sont préférentiellement des espèces de mégaphorbiaies, c'est-à-dire des végétations herbacées développées dans les espaces frais à humides, non ou peu entretenus. L'abandon massif des activités agricoles au sein du marais de Saône (MONCORGE *et al.*, 2009) a considérablement favorisé ces végétations, qui occupaient en 2006 presque 45 hectares (VUILLEMENOT, 2007a). Toutefois, peuvent être ajoutées à cette surface d'autres surfaces potentiellement sensibles à ces astéracées invasives, dont 40 hectares de cariçaies et de roselières et 70 hectares d'habitats humides prairiaux, dans la mesure où ces derniers sont gérés de manière très extensive.

L'exploitation agricole, en réduisant les surfaces propices aux plantes invasives, peut ainsi participer à la limitation de ces espèces au sein du marais.

Il a aussi été remarqué lors de ce suivi que le débroussaillage de chemins et l'entretien de placettes par la fauche favorisait la pénétration de la faune sauvage et favorisait l'abroustissement de la végétation localement, en stimulant les espèces prairiales, *a priori* plus appétentes que les plantes de mégaphorbiaies ou de cariçaies. Ce type d'action peut donc parfois s'avérer complémentaire d'autres actions de gestion plus directes.

4.1.4 Maintenir une veille pour une détection précoce des foyers

La clé de la réussite de la lutte contre les espèces végétales invasives repose très souvent sur la détection précoce des foyers, permettant de retirer la plante avant qu'elle n'ait eu le temps notamment de développer un système racinaire trop conséquent ou d'alimenter un stock semencier dans les sols.

Cette démarche est sans conteste la plus efficace et la moins coûteuse. Cependant, elle impose une vigilance permanente, afin de repérer au plus tôt les stations préoccupantes (nouvelle espèce ou foyer éloigné des espèces présentes).

Cette surveillance peut faire appel à des prospections spécifiques, à fréquence régulière par exemple (tous les deux ans...), mais gagnerait en efficacité en étant alimentée par des observations « permanentes », c'est-à-dire en provenance des personnes fréquentant régulièrement le marais de Saône (professionnels, promeneurs, chasseurs...). Ces derniers sauraient, par exemple, qu'une station de Rudbéckie laciniée ou qu'une station de plante paraissant échappée de jardin de par son gigantisme et l'esthétique « exotique » de ses inflorescences n'ont pas encore été répertoriées parce qu'elles n'auraient pas été piquetées.

Les limites de cette solution complémentaire sont toutefois les compétences botaniques des observateurs et la récurrence des lieux observés (la plupart des visiteurs du marais ne sortent pas des sentiers ; l'évolution de nombreux espaces échappe ainsi à leur regard).

4.1.5 Informer et sensibiliser sur la présence et l'impact des espèces invasives dans le marais

Différents vecteurs peuvent être employés pour informer sur l'impact des espèces végétales invasives dans le marais de Saône (articles dans les bulletins locaux, conférences, sorties sur le terrain...).

Une manière de sensibiliser à la problématique des invasions biologiques et d'inciter les promeneurs à faire remonter leurs observations de plantes invasives dans le marais serait de positionner aux entrées de sentiers un panneau illustré donnant les critères d'identification des espèces ciblées et expliquant la nécessité de tenir informé le Syndicat mixte du marais de Saône de leur présence à un endroit donné.

4.2 La gestion directe des espèces

Cette partie est résolument orientée vers la gestion pragmatique des stations d'espèces végétales invasives en place dans le marais. Une approche spécifique est privilégiée, puisque chaque taxon possède ses propres caractéristiques, en termes d'habitats colonisés, de niveau de présence dans le marais et de possibilités de contrôle. L'Elodée du Canada n'est pas traitée, du fait des raisons abordées dans le paragraphe 2-2.

4.2.1 La Renouée du Japon

La difficulté d'élimination de cette espèce a déjà été évoquée à plusieurs reprises (VUILLEMENOT, 2007b ; VUILLEMENOT, 2008). Il s'agit donc d'abord de veiller à ne pas la disséminer davantage, en excluant par exemple le broyage ou toute forme d'action qui risquerait de propager des fragments de tiges ou de rhizomes. Seules des interventions soignées doivent être engagées, en ayant à l'esprit qu'elles viseront surtout à contenir l'étendue des taches existantes. En outre, seule une fréquence importante d'intervention (plus de quatre fois au cours de la saison végétative) permet de constater un début d'épuisement des réserves énergétiques de la plante, au bout de trois ans. Le volume des tiges régresse, mais leur densité s'accroît (DELBART et PIERET, 2010).

L'avantage de la fauche est donc d'abord de supprimer à court terme le couvert trop important de la plante sur le site, mais surtout de réduire les quantités de fragments végétatifs susceptibles de permettre à la plante de se disperser.

En cas d'intervention, il convient donc de toujours faucher (lame trident par exemple) en dessous du premier nœud, afin de ne pas produire, lors du passage suivant, des fragments de tiges.

Si les résidus de fauche ne peuvent pas être exportés en lieu sûr, il est préférable de les stocker sur place, en évitant les tas trop épais qui empêcheraient la dessiccation des tiges.

Cependant, en l'absence de l'assurance de pouvoir pratiquer une fauche intensive durant

plusieurs années, il peut être préférable de s'abstenir et de concentrer les efforts pour éviter que la plante ne soit dispersée involontairement (interdire les prélèvements de terre contaminée, interdire les broyages par les agents en charge de l'entretien des bords de route...). Un travail peut être réalisé à cette fin avec tous les maîtres d'ouvrage et les maîtres d'œuvre potentiels de travaux dans le marais (chasseurs, agriculteurs, gestionnaires d'infrastructures...).

4.2.2 Le Solidage glabre

La fauche biannuelle (fin mai, puis fin juillet) entreprise par le Syndicat mixte du marais de Saône en juin 2009 s'avère très efficace, la plante paraissant avoir presque disparu en 2011. Toutefois, il est primordial, face à cette espèce hautement

compétitive, de poursuivre la fauche jusqu'à sa disparition complète, voire de procéder à un arrachage soigné des rhizomes pour accélérer sa régression. Le maintien d'une veille de la station concernée est également.

4.2.3 Les asters américains

Ces plantes nord-américaines, caractérisées par leurs tiges souterraines traçantes (stolons souterrains), ont colonisé, à des densités variables, au moins 75 hectares du marais de Saône en 2010, soit 10% de la surface de la zone humide. En outre, la cartographie réalisée a également montré que l'espèce pouvait apparaître à des distances éloignées des principaux foyers, confirmant la forte capacité de dispersion des akènes (semences) par le vent.

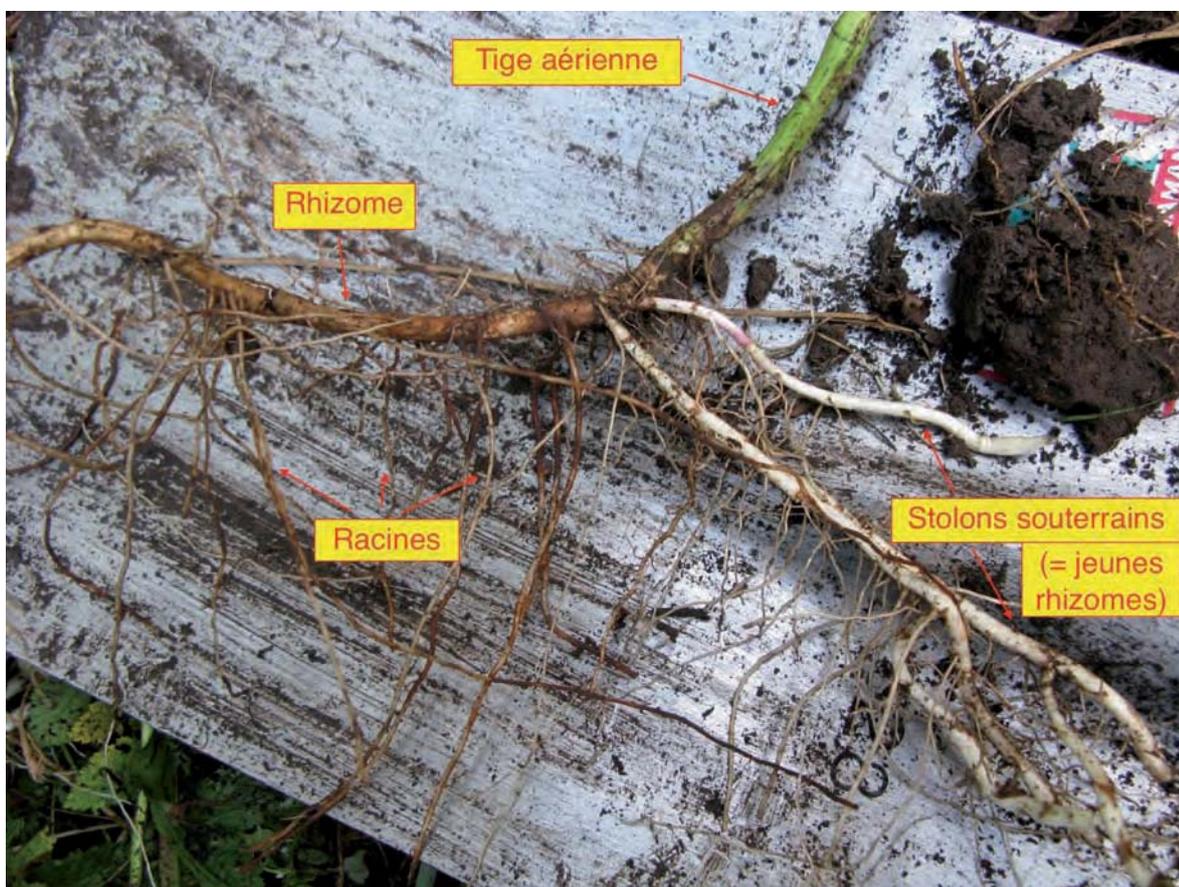


Photo n° 12 : appareil racinaire des asters américains

Les comptages réalisés lors des cinq années de suivi ont permis de décrire assez finement les peuplements très denses formés par ces asters. Le tableau n° 3 fournit des indications relatives à leur morphologie et leur comportement sur le plan de la reproduction sexuée, en contexte de forte densité d'envahissement. Une comparaison est établie avec la Rudbéckie laciniée, qui possède le même type biologique (géophyte rhizomateuse), mais qui

présente une stratégie différente. En effet, dans les peuplements bien constitués, la Rudbéckie laciniée produit moins de tiges et moins de capitules que les asters, mais la proportion de tiges fertiles est très supérieure et la robustesse de ces dernières leur permet d'aller chercher plus efficacement la lumière dans les petites clairières.

Tableau n° 3 : comparaison de quelques caractéristiques entre la Rudbéckie laciniée et les asters américains, selon les résultats des suivis du marais de Saône, en contexte d'invasion intense et pour une surface d'un mètre carré

	Rudbéckie laciniée	Asters américains
Nombre de tiges	223	275
Proportion de tiges fertiles (%)	90	40
Nombre de capitules	990	2625
Hauteur des tiges fertiles (mètre)	2	1,15

Ainsi, si les asters sont nettement moins efficaces quant à la fertilité de leurs tiges, l'abondance de la production de capitules le compense aisément. Par ailleurs, le transport par le vent des akènes d'asters paraît à ce jour être plus efficace dans le marais de Saône, étant donnée la plus grande représentation des asters par rapport à la Rudbéckie laciniée.

Tous les éléments précités témoignent de l'amenuisement des chances de contrôle sévère de la propagation des asters américains dans le marais. La démarche préconisée se base en conséquence essentiellement sur les mesures générales de gestion du marais, dont principalement les actions évoquées dans les paragraphes 4-1.2 et 4-1.3.

Pour les peuplements en place, la gestion minimale serait une fauche en août-septembre, destinée exclusivement à interrompre la dissémination des akènes dans le marais. La gestion optimale viserait quant à elle l'éradication des petites surfaces isolées et la diversification de la végétation dans les espaces plus vastes. Les expérimentations menées au cours de ce programme ont démontré que ces derniers objectifs étaient atteignables :

- l'éradication par arrachage n'a été testée que sur la Rudbéckie laciniée, mais ces espèces demeurent proches du point de vue du système racinaire. L'opération peut toutefois être plus délicate pour les asters, étant donnée la grande fragilité de leurs rhizomes et de leurs stolons souterrains ;
- la diversification de la végétation résulte d'une fauche au moins biannuelle, mais nécessite deux à trois ans d'intervention pour commencer à être significative. Le pâturage est un complément intéressant, mais il contribue plus à « nanifier » les asters plutôt qu'à diversifier la végétation.

Concrètement, la mise en application de ces préconisations s'avère peu réalisable dans l'ensemble

du marais de Saône, compte tenu de l'ampleur des surfaces concernées et de la difficulté de pénétration dans de nombreux endroits.

En revanche, une hiérarchisation des sites et des actions peut permettre de tenter de reprendre en main progressivement le grignotage des habitats herbacés du marais par les asters américains.

La définition des priorités de sites et d'actions est établie sur la base des critères suivants :

- l'intérêt patrimonial de la mosaïque d'habitats ;
- l'éloignement de la station par rapport aux foyers considérés comme « historiques » (aérodrome et environs proches) ;
- l'importance du rôle disséminateur de la zone en termes d'abondance des effectifs d'asters ;
- l'accès et l'adaptation de la configuration de la zone pour des engins mécanisés de type tracteurs.

Les cartes n° 4.A et n° 4.B présentent cette approche.

Voir cartes n° 4.A et n° 4.B.

Carte n°4.A : préconisations de gestion des asters américains (Symphyotrichum x salignum) partie nord du marais de Saône (25)



-  observation ponctuelle en 2006
-  observation ponctuelle en 2010
-  observation surfacique en 2006
-  observation surfacique en 2010

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



Carte n°4.B : préconisations de gestion des asters américains (*Symphotrichum x salignum*) partie sud du marais de Saône (25)



- ▲ observation ponctuelle en 2006
- ★ observation ponctuelle en 2010
- observation surfacique en 2006
- observation surfacique en 2010

Fonds cartographiques : scan25 2007 (IGN), photoaérienne 2007 (CG25)



4.2.4 La Rudbéckie laciniée

Cette plante se distingue nettement des asters américains par au moins quatre aspects :

- la surface concernée par sa présence, à des densités variables, correspond à environ 0,9 hectare. En outre, sa répartition est beaucoup plus restreinte (voir carte n° 2) ;
- la viabilité des graines semble finalement assez peu importante : la dynamique de propagation de la Rudbéckie a été plutôt faible entre 2006 et 2010 (2-3.2). Pourtant, au cours de la même période, les effectifs de l'exclus de la placette n° 6 ont été multipliés certaines années par 2,5 ;
- la diversité des habitats colonisés est pour l'instant plus restreinte pour la Rudbéckie laciniée. Elle ne se rencontre par exemple pas dans des milieux rudéralisés ou même des prairies de fauche. En revanche, l'impact de cette plante paraît plus important encore que les asters dans les communautés naturelles, son caractère exclusif et son gigantisme appauvrissant davantage la richesse floristique locale ;

la Rudbéckie laciniée est une espèce invasive encore très peu répandue en France (LEBLAY et MARCO, 2010) et très rare en Franche-Comté (deux localités).

Tous ces éléments concourent à motiver un contrôle actif de la Rudbeckie laciniée dans le marais de Saône, visant le confinement de la plante dans sa station la plus vaste, située à proximité de la voie ferrée. La densité de cette plante et les résultats des expérimentations par fauche bisannuelle menés à cet endroit ont en effet montré que l'élimination paraissait ici inenvisageable (même si il ne peut pas être exclu que le pas de temps du suivi a été trop court dans ce contexte pour observer un éventuel déclin de l'espèce).

En revanche, toutes les « populations satellites », composées de peu d'effectifs, semblent en mesure d'être supprimées par un arrachage soigné. Le système racinaire s'extrait plus aisément que pour les asters. Une telle intervention est à prévoir durant la période juin-juillet, c'est-à-dire lorsque les plantes sont suffisamment repérables, mais pas encore au stade de fructification, ce qui permet d'éviter de disséminer des akènes au cours de l'opération. Une bêche plate pour terrains difficiles peut être utile pour commencer de décaisser, mais une bêche à dents réduit dans un second temps les risques de sectionner les rhizomes. Les résidus peuvent être

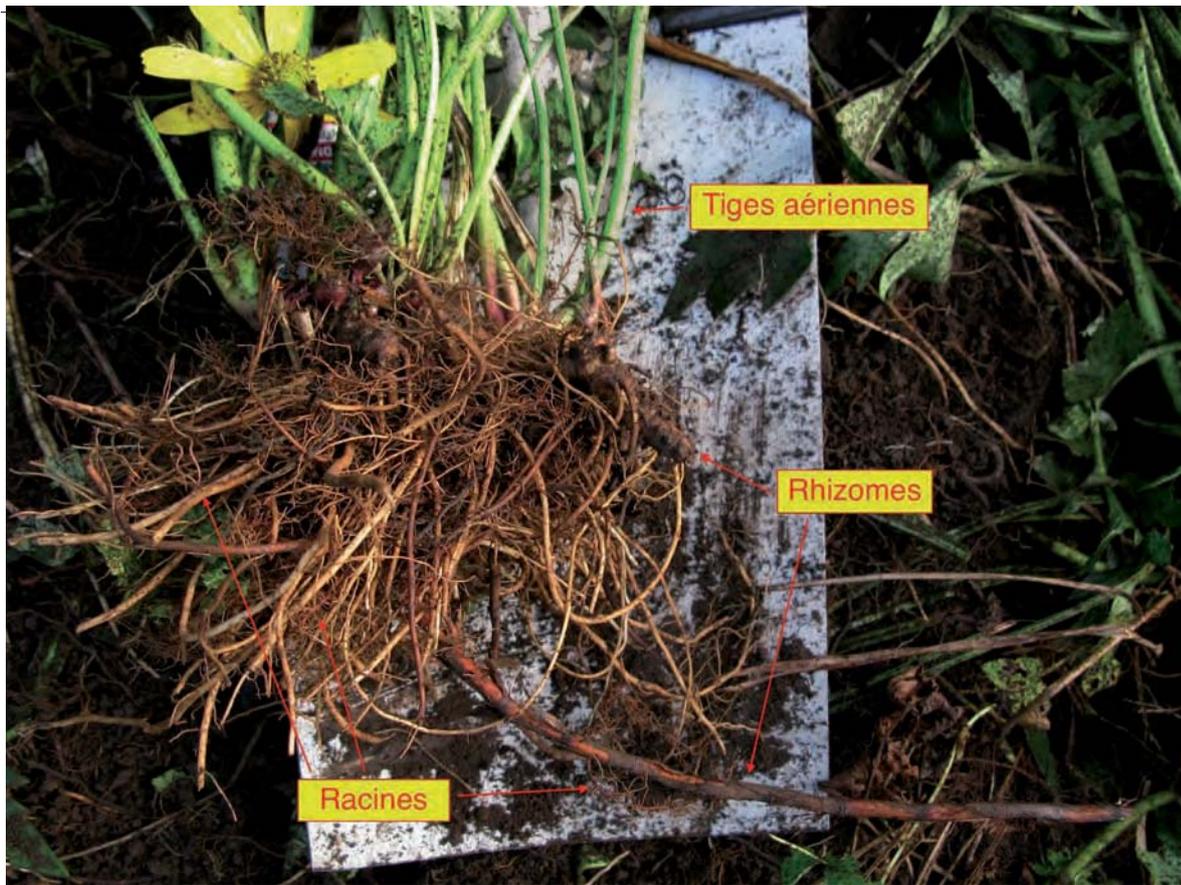
exportés pour être incinérés ou être mis à séchés dans cet espace sec et ventilé.

Même si il n'a pas été constaté lors des expérimentations menées dans le marais de Saône, l'un des risques de l'arrachage du système racinaire d'une telle plante est de favoriser la germination de ses propres semences présentes dans le sol, voire celles d'asters également. Une surveillance des sites traités est donc à prévoir pendant les deux ou trois années suivantes, en fonction de la vitesse de cicatrization de la végétation.

Dans la vaste station proche de la voie ferrée, la Rudbéckie laciniée doit être contrainte dans les petites clairières de Saule cendré. Tous les individus apparaissant le long du sentier et du ruisseau des Marais doivent être systématiquement déracinés. Le reste de la population, partout où il forme des couverts monospécifiques, doit être au minimum fauché annuellement (juin-juillet, débrouailleuse équipée d'une lame trident), afin de stopper totalement l'alimentation du stock semencier au sein du marais de Saône.

La carte n° 5 localise ces préconisations.

Voir carte n° 5.



M. VUILLEMENOT

Photo n° 13 : appareil racinaire de la Rudbéckie laciniée

Conclusion

Durant cinq années, ce programme a permis d'éclaircir la situation du marais de Saône par rapport aux espèces végétales invasives. Parmi les cinq taxons identifiés, deux espèces ont immédiatement focalisé l'attention, même si les autres ont également fait l'objet de cartographie et de recommandations de gestion.

Ainsi, les asters américains, relevant du groupe *novi-belgii* (*Symphyotrichum x salignum* (Willd.) M.Nesom), et la Rudbéckie laciniée (*Rudbeckia laciniata* L.) sont des espèces couramment utilisées pour l'ornement, et qui ont trouvé au sein du marais de Saône des habitats leur convenant particulièrement.

Peu documentés, ces deux taxons invasifs ont été soumis à la mise en œuvre d'expérimentations de moyens de lutte, destinées à proposer au terme du programme un plan de lutte opérationnel. L'analyse des résultats, parfois rendue complexe du fait d'erreurs méthodologiques dans l'élaboration ou l'application du protocole de suivi ou du fait d'aléas méthodologiques (perturbations des placettes...), a toutefois permis de dégager des enseignements pour le contrôle des taxons étudiés. Des interventions ciblées, définies par un itinéraire technique précis, sont proposées en conséquence. Si un confinement de la Rudbéckie laciniée paraît souhaitable et réalisable à court terme, la situation est différente pour les asters américains. Hormis dans certaines stations peu étendues du marais, ces derniers ne peuvent plus faire l'objet d'un « contrôle sévère », étant donné leur niveau de représentation dans la zone humide et de leur pouvoir de dissémination par le vent.

La gestion de cette situation, nécessaire pour essayer de freiner ou limiter la progression des asters, passe par des mesures complémentaires relatives à la gestion globale du marais, comme la restauration du fonctionnement hydrologique ou l'accompagnement des travaux de (ré-)ouverture des milieux boisés, ainsi que par des actions d'information et de sensibilisation sur l'impact des plantes invasives dans le marais de Saône.

Au terme du programme, il s'avère que le plan de lutte proposé peut encore être affiné grâce à des recherches complémentaires portant sur des questions très opérationnelles. Parmi ces perspectives peuvent être citées :

- la réalisation de tests de germination pour connaître la viabilité des semences de Rudbéckie laciniée du marais de Saône, afin de comprendre si la faible évolution de la propagation de cette plante entre 2006 et 2010 est liée à une faible viabilité de ces graines, ou plus simplement due au fait que ces dernières exigent des conditions très particulières pour germer, justifiant la rareté de la Rudbéckie laciniée en Franche-Comté, voire en France. La réponse à cette question justifierait ou non la nécessité d'empêcher la floraison de toutes les « populations » du marais ;
- l'étude précise de la capacité de blocage de la dynamique forestière, par la Rudbéckie laciniée, en positionnant des marqueurs fixes par exemple au contact des fourrés marécageux et des peuplements de Rudbéckie ; l'avancée ou non des arbustes permettrait de clarifier l'impact de cette plante dans la durée, en démontrant si les peuplements monospécifiques de cette plante sont concurrentiels uniquement pour la végétation herbacée ou également pour la végétation pré-forestière ;
- le suivi, tous les trois ans par exemple, de l'évolution de la composition floristique des placettes ayant fait preuve d'une diversification significative de la végétation grâce aux moyens de lutte testés. Il s'agit ainsi d'évaluer si la dynamique de « reconquête de l'espace » par les espèces locales, initiée par la gestion, se poursuit, se maintient ou décline en l'absence de nouvelles interventions.

Bibliographie

DELBART E. et PIERET N., 2010. *Les trois principales plantes exotiques envahissantes le long des berges des cours d'eau et plans d'eau en Région wallonne : description et conseils de gestion mécanique et chimique*. Université Liège-Gembloux, unité biodiversité et paysage, Service public de Wallonie, 83 p.

FERREZ Y., 2006. *Définition d'une stratégie de lutte contre les espèces invasives en Franche-Comté : Proposition d'une liste hiérarchisée*. Conservatoire botanique de Franche-Comté / Direction régionale de l'environnement de Franche-Comté. 6 p.

GRESSETTE S., GODREAU V., AGOU P. et POINTECOUTEAU N., 2003. *Gestion expérimentale pour l'élimination du Solidago glabra (Solidago glabra) au sein de la réserve naturelle du Val de Loire : Restauration de la Prairie des Sables au Val d'Herry (Cher) – années 2001 à 2003*. Orléans : Conservatoire du patrimoine naturel de la région Centre.

LAMBINON, J. et al. (2004). *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes), (4^e éd.)*. Meise : Edition du Jardin botanique national de Belgique, 1092 p.

LEBLAY E. et MARCO A., 2010. *Fiche informative sur Rudbeckia laciniata L. sur le territoire national français* (janvier 2010). Fédération des conservatoires botaniques nationaux. 4 p.

MATRAT R., ANRAS L., VIENNE L., HERVOCHON F., PINEAU C., et al., 2004. *Gestion des plantes exotiques envahissantes en cours d'eau et zones humides*. La Rochelle : Agence de l'eau Loire-Bretagne, Forum des marais atlantique, Direction régionale de l'Environnement des Pays de la Loire, Conservatoire régional des rives de la Loire et de ses affluents, coll. Guide technique. multipaginé.

MONCORGÉ S., MOREAU C. et CHAMP S., 2009. *Marais de Saône : Plan de gestion 2009 – 2013, t. 1 : diagnostic du site*. Conservatoire des espaces naturels de Franche-Comté, Doubs nature environnement / Syndicat mixte du marais de Saône, Conseil général du Doubs, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 112p . + annexes.

MULLER S. (coord.), 2004. *Plantes invasives en France : Etats des connaissances et propositions d'actions*. Paris : Muséum national d'Histoire naturelle, coll. Patrimoines naturels, n° 62. 168 p.

PERRINET M. ET MONCORGÉ S., 1997. *Aménagement du marais de Saône (25), rapport final*. ENC. 98 p. + annexes.

RICH T.C.G. et JERMY A.C., 1998. *Plant crib 1998*. London : Botanical society of the British Isles. 392 p.

STACE C., 1997. *New flora of the British Isles (2nd edition)*. Cambridge : Cambridge University Press, 1130 p.

VUILLEMENOT M., 2007a. *Typologie et cartographie des habitats naturels et semi-naturels du « marais de Saône »*. Conservatoire botanique de Franche-Comté / Syndicat mixte du marais de Saône, 53 p. + annexes.

VUILLEMENOT M., 2007b. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Etat de la connaissance et mise en place du suivi*. Conservatoire botanique de Franche-Comté / Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs, Syndicat mixte du marais de Saône, 24 p.

VUILLEMENOT M., 2008. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Suivi 2007 des méthodes de contrôle*. Conservatoire botanique de Franche-Comté / Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs et Syndicat mixte du marais de Saône, 27 p.

VUILLEMENOT M., 2009. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Suivi 2008 des méthodes de contrôle*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs et Syndicat mixte du marais de Saône, 37 p. + annexes.

VUILLEMENOT M., 2010. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Suivi 2009 des méthodes de contrôle*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Conseil général du Doubs et Syndicat mixte du marais de Saône, 22 p.

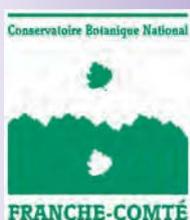


C
B
N
F
C

Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25)

**Bilan des expérimentations
des méthodes de contrôle 2006-2010
sur *Symphotrichum x salignum* et
Rudbeckia laciniata
et perspectives d'action**

Annexes



MAISON DE L'ENVIRONNEMENT
DE FRANCHE-COMTÉ
7, RUE VOIRIN
25000 BESANCON
TEL. 03 81 83 03 58
Fax 03 81 53 41 26
E-MAIL : cbnfc@cbnfc.org



Septembre 2011

VUILLEMENOT M., 2011. *Plan de lutte contre les espèces végétales invasives du marais de Saône (25) : Bilan des expérimentations des méthodes de contrôle 2006-2010 sur Symphyotrichum x salignum et Rudbeckia laciniata et perspectives d'actions*. Conservatoire botanique national de Franche-Comté / Syndicat mixte du marais de Saône, 68 p. + 1 volume d'annexes.

Cliché de couverture : comptage des asters américains, inflorescences d'asters américains, inflorescences de Rudbéckie laciniée et placette de Rudbéckie laciniée fauchée (G. BAILLY, C. HOUDE et M. VUILLEMENOT)

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL

DE FRANCHE-COMTÉ

**Plan de lutte contre
les espèces végétales invasives
du marais de Saône (25)**

**Bilan des expérimentations des méthodes de contrôle 2006-2010
sur *Symphotrichum x salignum* et *Rudbeckia laciniata*
et perspectives d'action**

Annexes

Septembre 2011

Inventaires de terrain : MARC VUILLEMENOT,
CÉLINE HOUDE, RÉMI COLLAUD, YORICK FERREZ,
LYDIA GRENIER-SOLIGET, CÉDRIC GUILLAUME,
ANDRÉ TOUCHARD, BENOÎT THUAIRE

Analyse et saisies des données : MARC
VUILLEMENOT

Rédaction : MARC VUILLEMENOT

Mise en page : LYDIA GRENIER-SOLIGET

Relecture : ERIC BRUGEL, FRANÇOIS DEHONDT

Contribution et avis : JULIEN AÏT EL MEKKI,
SYLVAIN MONCORGÉ

Etude réalisée par le Conservatoire botanique national de Franche-Comté

pour le compte du Syndicat mixte du marais de Saône

Remerciements : aérodrome de la Vèze

Sommaire

ANNEXE 1 : SUIVI DES ASTERS AMÉRICAINS (<i>SYMPHYOTRICHUM X SALIGNUM</i>)	K
1.1 Placettes n°1	K
1.1.1 Relevés floristiques	K
1.1.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	K
1.1.3 Données brutes des descripteurs suivis	L
1.1.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	M
1.1.4.1 <i>Effectifs de tiges</i>	M
1.1.4.2 <i>Ratio de fertilité</i>	M
1.1.4.3 <i>Effectifs de capitules</i>	N
1.1.4.4 <i>Indice de vitalité</i>	N
1.1.4.5 <i>Hauteur moyenne des tiges fertiles</i>	O
1.1.4.6 <i>Hauteur moyenne des tiges stériles</i>	O
1.2 Placettes n°2	P
1.2.1 Relevés floristiques	P
1.2.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	P
1.2.3 Données brutes des descripteurs suivis	Q
1.2.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	R
1.2.4.1 <i>Effectifs de tiges</i>	R
1.2.4.2 <i>Ratio de fertilité</i>	R
1.2.4.3 <i>Effectifs de capitules</i>	S
1.2.4.4 <i>Indice de vitalité</i>	S
1.2.4.5 <i>Hauteur moyenne des tiges fertiles</i>	T
1.2.4.6 <i>Hauteur moyenne des tiges stériles</i>	T
1.3 Placettes n°3	U
1.3.1 Relevés floristiques	U
1.3.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	U
1.3.3 Données brutes des descripteurs suivis	V

1.3.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	W
1.3.4.1 Effectifs de tiges	W
1.3.4.2 Ratio de fertilité	W
1.3.4.3 Effectifs de capitules	X
1.3.4.4 Indice de vitalité	X
1.3.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles	Y
1.3.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles	Y
1.4 Placettes n°4	Z
1.4.1 Relevés floristiques	Z
1.4.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	Z
1.4.3 Données brutes des descripteurs suivis	AA
1.4.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	AB
1.4.4.1 Effectifs de tiges	AB
1.4.4.2 Ratio de fertilité	AB
1.4.4.3 Effectifs de capitules	AC
1.4.4.4 Indice de vitalité	AC
1.4.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles	AD
1.4.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles	AD
1.5 Placettes d'exclos	AE
1.5.1 Effectifs de tiges	AE
1.5.2 Ratio de fertilité	AE
1.5.3 Effectifs de capitules	AF
1.5.4 Indice de vitalité	AF
1.5.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles	AG
1.6 Placettes de carrés	AG
1.6.1 Effectifs de tiges	AG
1.6.2 Effectifs de capitules	AH
1.6.3 Hauteur moyenne des tiges fertiles	AH
1.6.4 Hauteur moyenne des tiges stériles	AI

ANNEXE 2 : SUIVI DE LA RUDBÉCKIE LACINIÉE (<i>RUDBECKIA LACINIATA</i>)	AJ
2.1 Placettes n°5	AJ
2.1.1 Relevés floristiques	AJ
2.1.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	AJ
2.1.3 Données brutes des descripteurs suivis	AK
2.1.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	AL
2.1.4.1 <i>Effectifs de tiges</i>	AL
2.1.4.2 <i>Ratio de fertilité</i>	AL
2.1.4.3 <i>Effectifs de capitules</i>	AM
2.1.4.4 <i>Indice de vitalité</i>	AM
2.1.4.5 <i>Hauteur moyenne des tiges fertiles</i>	AN
2.1.4.6 <i>Hauteur moyenne des tiges stériles</i>	AN
2.2 Placettes n°6	AO
2.2.1 Relevés floristiques	AO
2.2.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée	AO
2.2.3 Données brutes des descripteurs suivis	AP
2.2.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis	AQ
2.2.4.1 <i>Effectifs de tiges</i>	AQ
2.2.4.2 <i>Ratio de fertilité</i>	AQ
2.2.4.3 <i>Effectifs de capitules</i>	AR
2.2.4.4 <i>Indice de vitalité</i>	AR
2.2.4.5 <i>Hauteur moyenne des tiges fertiles</i>	AS
2.2.4.6 <i>Hauteur moyenne des tiges stériles</i>	AS

A nnece 1 : suivi des asters américains (*Symphotrichum x salignum*)

1.1 Placettes n°1

1.1.1 Relevés floristiques

	exclos		carré	
	2006	2010	2006	2010
	20	20	20	20
surface h (m²)	20	20	20	20
nb taxons	5	11	5	38
Synusie herbacée				
<i>Aster x salignus</i>	10	10	10	3
Espèces des <i>Arrhenatheretea elatioris</i>				
<i>Vicia sepium</i>	.	1	.	1
<i>Ajuga reptans</i>	.	.	.	1
<i>Alchemilla monticola</i>	.	.	.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>elatius</i>	.	.	.	3
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	1
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	4
<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>trivialis</i>	.	.	.	3
<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	.	.	.	1
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	.	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Convolvuletea sepium</i>				
<i>Angelica sylvestris</i>	1	1	1	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	1	.	.
<i>Hypericum tetrapterum</i>	.	.	.	2
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Molinio caeruleae</i> - <i>Juncetea acutiflori</i>				
<i>Juncus effusus</i>	.	1	.	1
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	1
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	.	.	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Nardetea strictae</i>				
<i>Anthoxanthum odoratum</i> subsp. <i>odoratum</i>	.	.	.	2
<i>Carex pallescens</i>	.	.	.	1
<i>Luzula campestris</i>	.	.	.	1
<i>Luzula multiflora</i> subsp. <i>multiflora</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Agrostietea stoloniferae</i>				
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	2
<i>Carex hirta</i>	.	.	.	2
<i>Trifolium hybridum</i> subsp. <i>elegans</i>	.	.	.	1

	exclos		carré	
	2006	2010	2006	2010
	20	20	20	20
surface h (m²)	20	20	20	20
nb taxons	5	11	5	38
Espèces des <i>Stellarietea mediae</i>				
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	1
<i>Geranium dissectum</i>	.	.	.	1
<i>Vicia hirsuta</i>	.	1	.	.
Espèces des <i>Artemisietea vulgaris</i>				
<i>Daucus carota</i> subsp. <i>carota</i>	.	.	.	1
<i>Hypericum perforatum</i> subsp. <i>perforatum</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Galio aparines</i> - <i>Urticetea dioicae</i>				
<i>Rubus caesius</i>	1	1	1	1
<i>Galium aparine</i> subsp. <i>aparine</i>	1	2	1	.
Espèces des <i>Phragmito australis</i> - <i>Magnocaricetea elatae</i>				
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	1	.	.
<i>Phragmites australis</i>	1	1	1	.
Espèces des <i>Trifolio medii</i> - <i>Geranietea sanguinei</i>				
<i>Galium mollugo</i> subsp. <i>erectum</i>	.	.	.	1
<i>Lathyrus pratensis</i> subsp. <i>pratensis</i>	.	.	.	1
Autres espèces				
<i>Hypericum desetangsii</i>	.	.	.	1
<i>Potentilla sterilis</i>	.	.	.	1
<i>Primula elatior</i> subsp. <i>elatior</i>	.	.	.	1
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>maculata</i>	.	.	.	1
<i>Polygonum amphibium</i>	.	.	.	2
<i>Rubus plicatus</i>	.	1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	.	1

1.1.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée

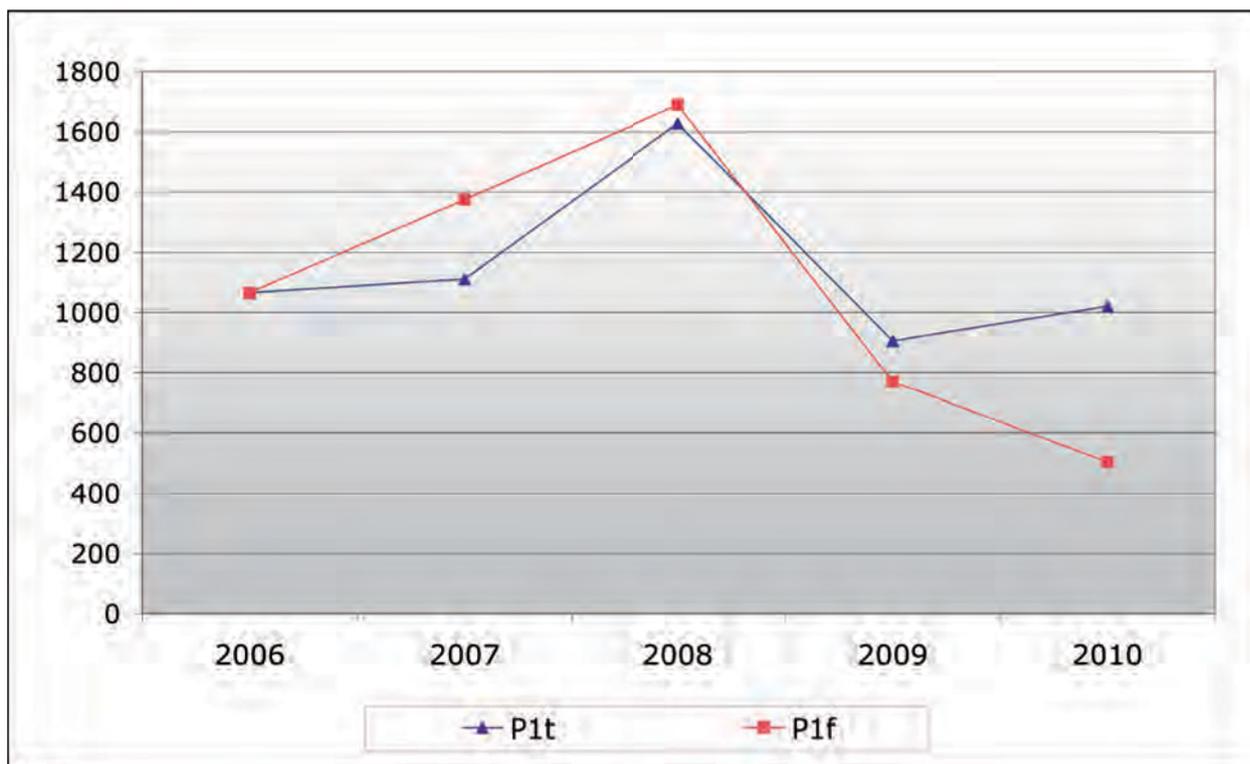
Similarité de Steinhauss		Carré		Exclos	
		2006	2010	2006	2010
Carré	2006				
	2010	0,15			
Exclos	2006	1,00	0,15		
	2010	0,80	0,19	0,80	

1.1.3 Données brutes des descripteurs suivis

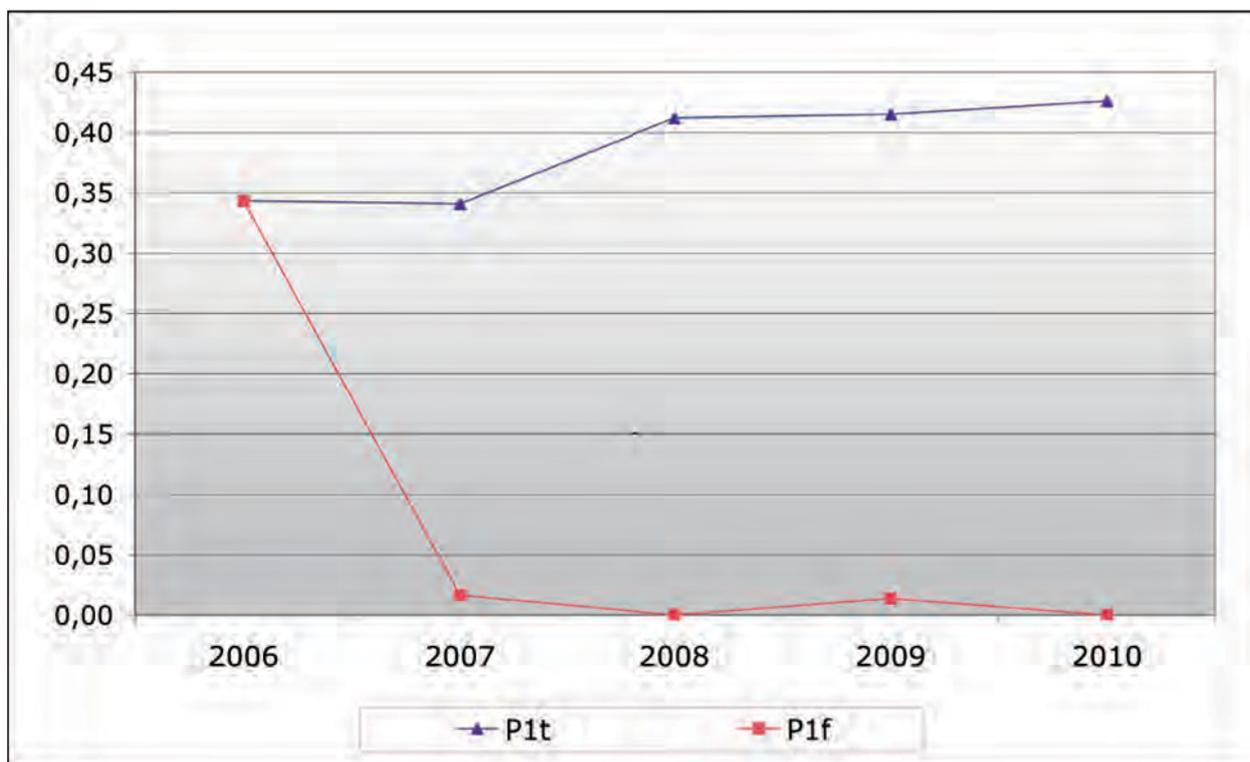
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		28 sept.	19 sept.	18 sept.	28 sept.	29 sept.
état phénologique	témoin	pleine floraison, début fructification	pleine floraison	début floraison	pleine floraison	pleine floraison
	fauchée	pleine floraison, début fructification	juvénile	juvénile	juvénile	juvénile
nombre de tiges	témoin	5330	5553	8139	4527	5100
	fauchée	5330	6873	8446	3853	2520
nombre de tiges fertiles	témoin	1830	1893	3353	1880	2173
	fauchée	1830	113	0	53	0
nombre de tiges stériles	témoin	3500	3660	4786	2647	2927
	fauchée	3500	6760	8446	3800	2520
ratio de fertilité	témoin	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4
	fauchée	0,3	0,02	0,00	0,01	0,00
nombre de capitules	témoin	52920	33520	59746	65733	49233
	fauchée	52920	387	0	407	0
indice de vitalité	témoin	28,9	17,7	17,8	35,0	22,7
	fauchée	28,9	3,4	0,0	7,7	0,0
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	0,96	1,31	1,36	1,6	1,63
	fauchée	0,96	0,52	0	0,78	0
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	0,86	1,07	1,11	1,51	1,15
	fauchée	0,86	0,34	0	0,55	0
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	0,73	0,77	0,83	1,19	0,8
	fauchée	0,73	0,34	0	0,34	0
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	0,96	1,31	1,36	1,32	1
	fauchée	0,96	0,52	0,52	0,45	0,4
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	0,86	1,07	0,74	1,22	0,8
	fauchée	0,86	0,34	0,32	0,35	0,3
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	0,73	0,62	0,22	0,17	0,52
	fauchée	0,73	0,13	0,08	0,2	0,15
surface échantillonnée (m²)	témoin	2	3	3	3	3
	fauchée	2	3	3	3	3
surface échantillonnée (%)	témoin	10	15	15	15	15
	fauchée	10	15	15	15	15

1.1.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

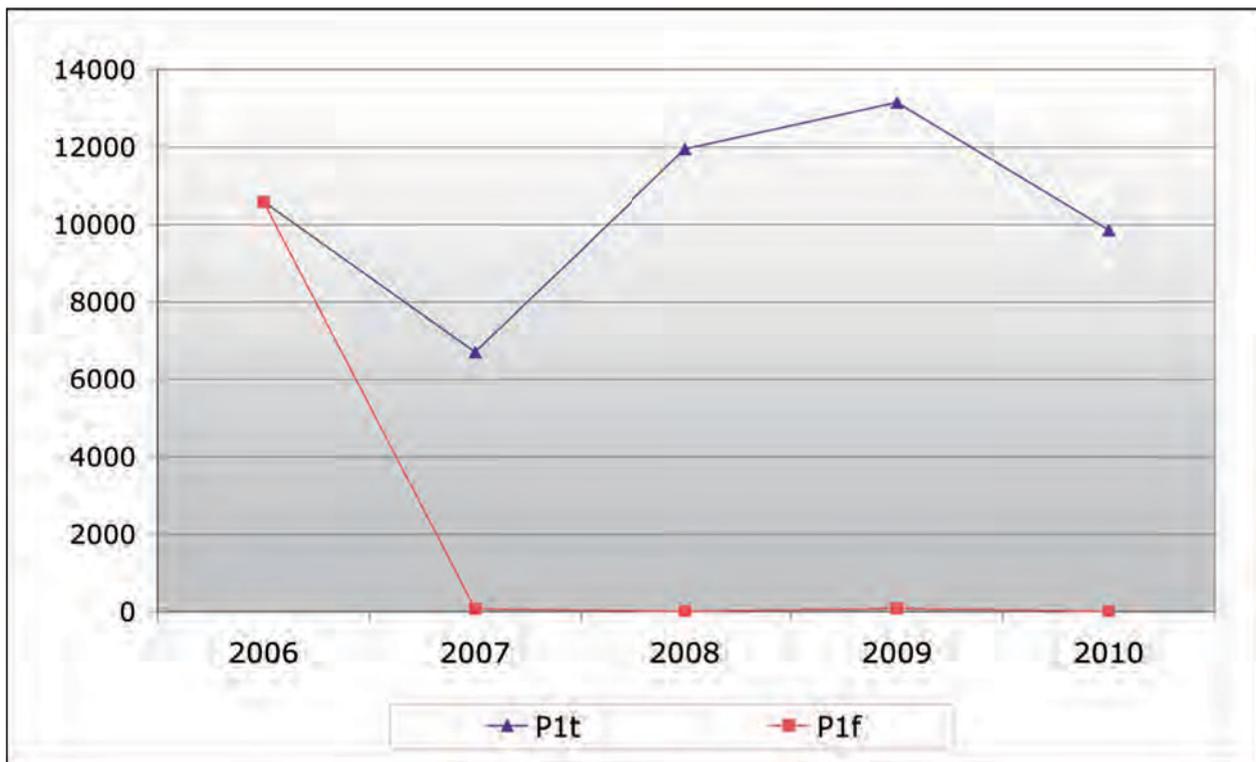
1.1.4.1 Effectifs de tiges



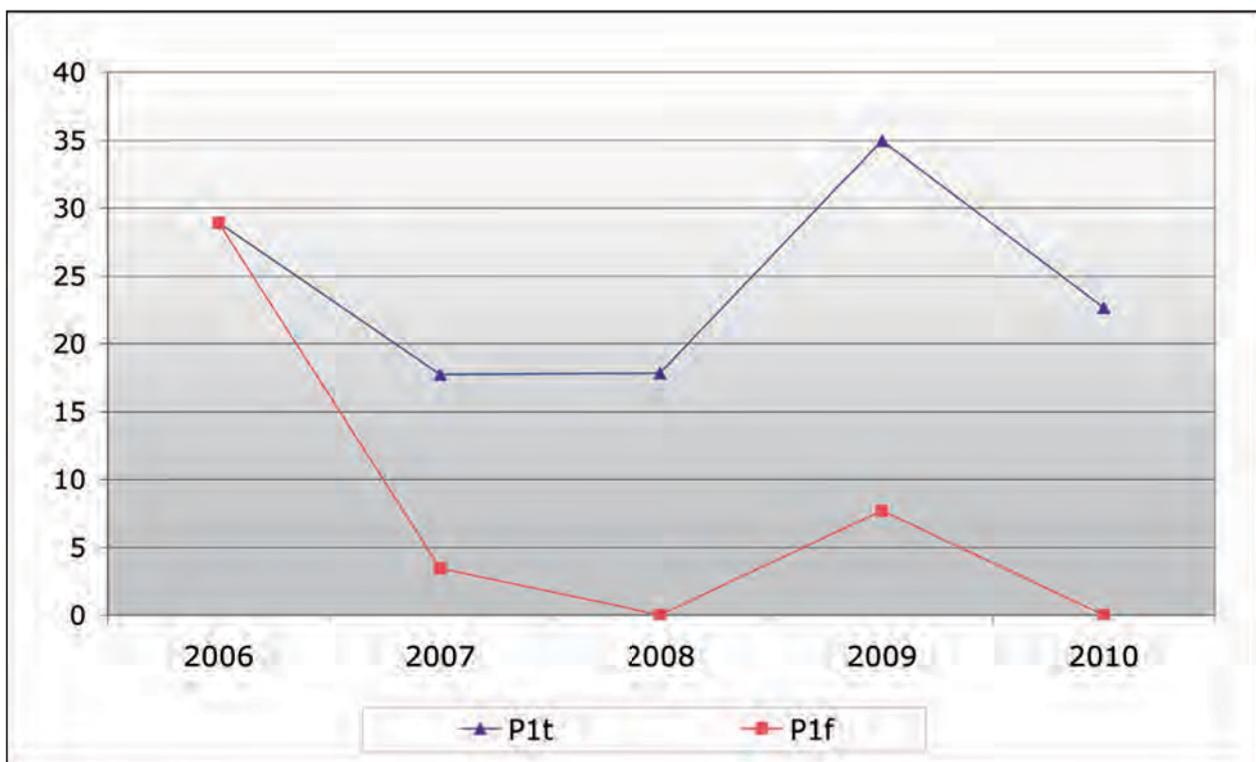
1.1.4.2 Ratio de fertilité



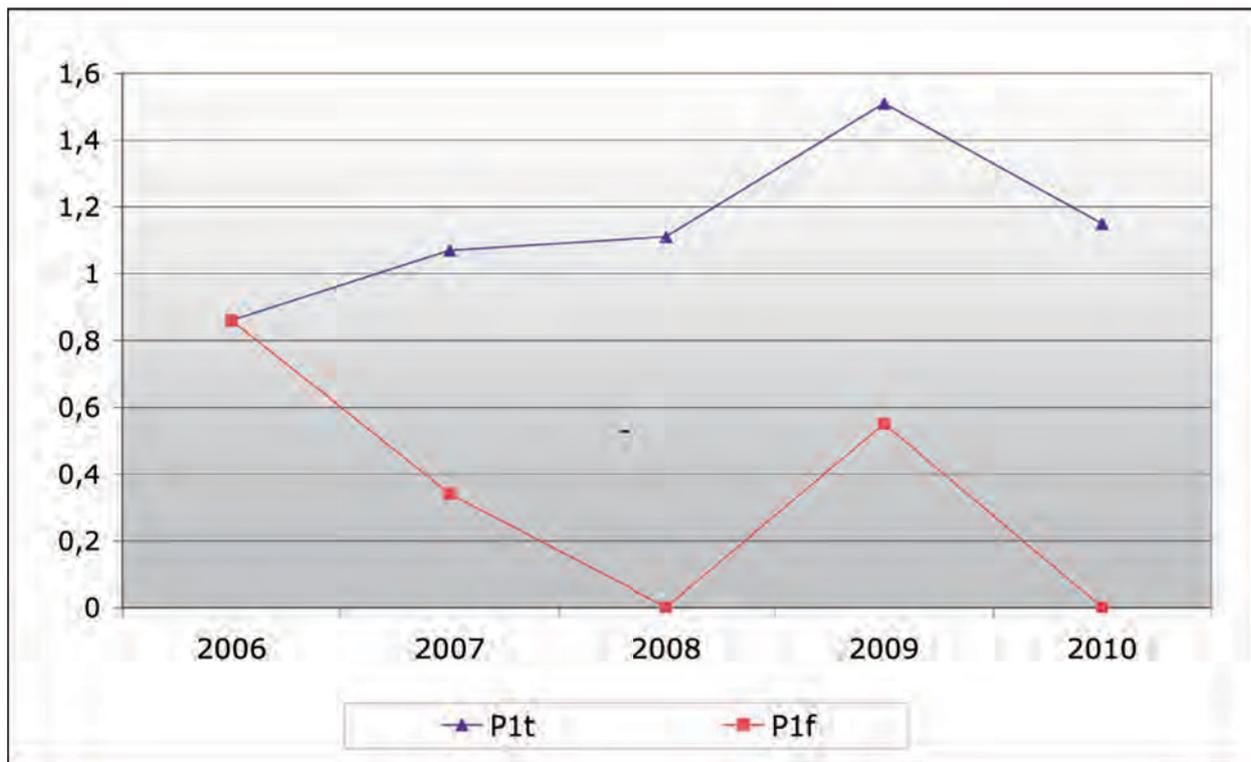
1.1.4.3 Effectifs de capitules



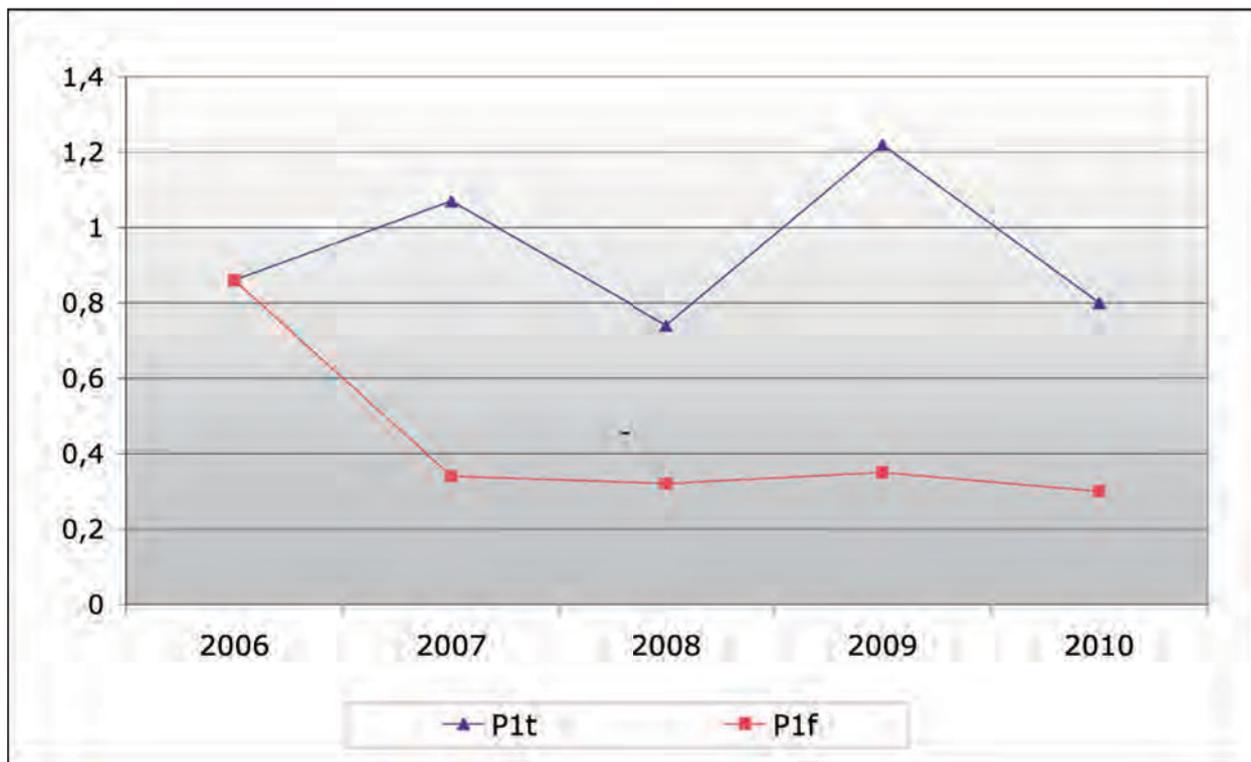
1.1.4.4 Indice de vitalité



1.1.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles



1.1.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles



1.2 Placettes n°2

1.2.1 Relevés floristiques

	exclos		carré	
	2006	2010	2006	2010
	24	24	5	5
	surface h (m²)			
	nb taxons			
Synusie herbacée	19	17	14	23
<i>Aster x salignus</i>	3	7	3	3
Espèces des <i>Phragmito australis</i> - <i>Magnocaricetea elatae</i>				
<i>Carex acutiformis</i>	6	3	7	4
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	2	3
<i>Thyselinum palustre</i>	1	1	1	1
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	1	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1	.	1
<i>Lycopus europaeus</i> subsp. <i>europaeus</i>	1	1	1	1
Espèces des <i>Molinio caeruleae</i> - <i>Juncetea acutiflori</i>				
<i>Juncus effusus</i>	2	1	1	2
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	1	.	2
<i>Cirsium palustre</i>	.	1	1	.
<i>Juncus acutiflorus</i>	.	.	.	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Convolvuletea sepium</i>				
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	3	2	1
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	1
<i>Hypericum tetrapterum</i>	2	1	.	.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	1	1	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Agrostietea stoloniferae</i>				
<i>Achillea ptarmica</i>	.	.	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	1	.	1	3
<i>Silene flos-cuculi</i> subsp. <i>flos-cuculi</i>	.	.	.	1
<i>Carex hirta</i>	1	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	1	1	.	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Arrhenatheretea elatioris</i>				
<i>Poa trivialis</i>	1	1	.	2
<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	1	.	1	1
Espèces des <i>Crataego monogynae</i> - <i>Prunetea spinosae</i>				
<i>Frangula dodonei</i> subsp. <i>dodonei</i>	1	1	1	.
<i>Crataegus monogyna</i>	1	.	1	.
<i>Salix cinerea</i>	.	1	.	.
Espèces des <i>Scheuchzerio palustris</i> - <i>Caricetea fuscae</i>				
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	1
<i>Equisetum palustre</i>	.	1	.	1
Autres espèces				
<i>Cirsium arvense</i>	1	.	1	.
<i>Alnus glutinosa</i>	1	1	.	.
<i>Carex divulsa</i> subsp. <i>leersii</i>	.	.	.	2

1.2.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée

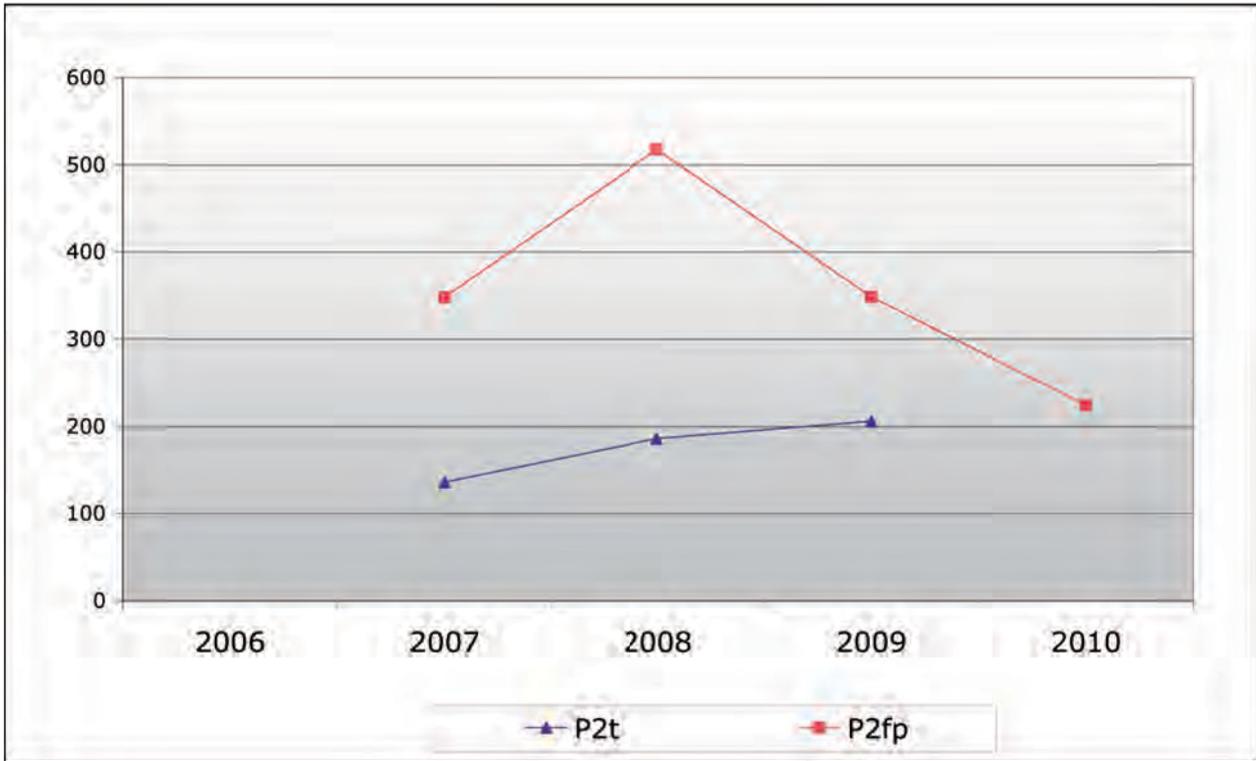
Similarité de Steinhauss		Carré		Exclos	
		2006	2010	2006	2010
Carré	2006				
	2010	0,53			
Exclos	2006	0,73	0,50		
	2010	0,41	0,44	0,65	

1.2.3 Données brutes des descripteurs suivis

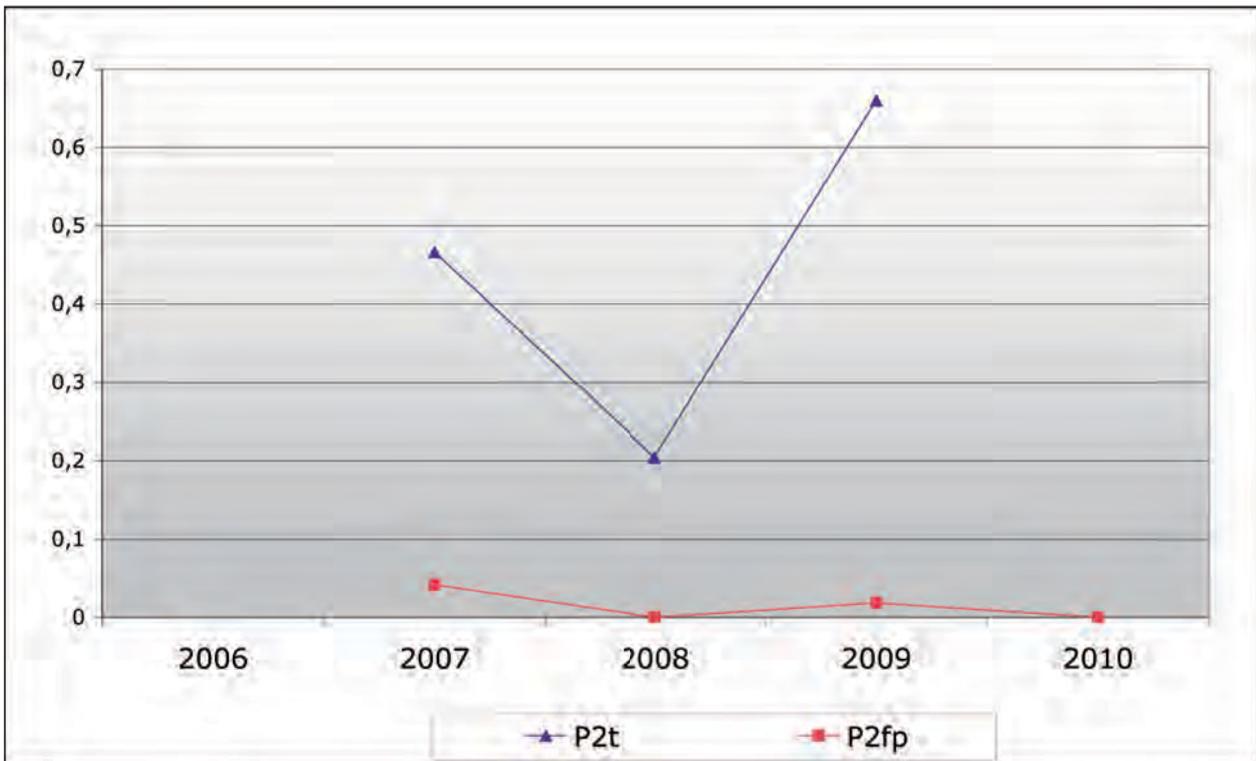
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		29 sept.	21 sept.	30 sept.	30 sept.	28 sept.
état phénologique	témoin	pleine floraison	pleine floraison	pleine floraison	pleine floraison	pleine floraison mais tiges broutées
	fauchée et pâturée	pleine floraison	pleine floraison	juvénile (tiges broutées)	juvénile (tiges broutées)	juvénile (tiges broutées)
nombre de tiges	témoin	non défini	817	1118	1236	non défini
	fauchée et pâturée	non défini	435	647	436	280
nombre de tiges fertiles	témoin	406	381	228	816	non défini
	fauchée et pâturée	287	18	0	8	0
nombre de tiges stériles	témoin	non défini	436	890	420	non défini
	fauchée et pâturée	non défini	417	647	428	280
ratio de fertilité	témoin	-	0,5	0,2	0,7	-
	fauchée et pâturée	-	0,0	0,0	0,0	0,0
nombre de capitules	témoin	non défini	4331	4087	27224	non défini
	fauchée et pâturée	non défini	89	0	11	0
indice de vitalité	témoin	-	11,4	17,9	33,4	-
	fauchée et pâturée	-	4,9	0,0	1,4	0,0
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	non défini	1,03	1,53	1,7	1,75
	fauchée et pâturée	non défini	0,56	0,00	0,62	0
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	non défini	0,68	1,10	1,19	1,26
	fauchée et pâturée	non défini	0,17	0,00	0,41	0
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	non défini	0,44	0,66	0,8	0,96
	fauchée et pâturée	non défini	0,17	0,00	0,31	0
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	non défini	1,03	0,74	0,55	0,2
	fauchée et pâturée	non défini	0,56	0,36	0,38	0,2
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	non défini	0,68	0,52	0,44	0,05
	fauchée et pâturée	non défini	0,17	0,15	0,25	0,06
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	non défini	0,30	0,10	0,19	0,02
	fauchée et pâturée	non défini	0,05	0,08	0,18	0,02
surface échantillonnée (m²)	témoin	24	24	10	6	-
	fauchée et pâturée	5	5	5	5	5
surface échantillonnée (%)	témoin	100	100	42	25	-
	fauchée et pâturée	100	100	100	100	100

1.2.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

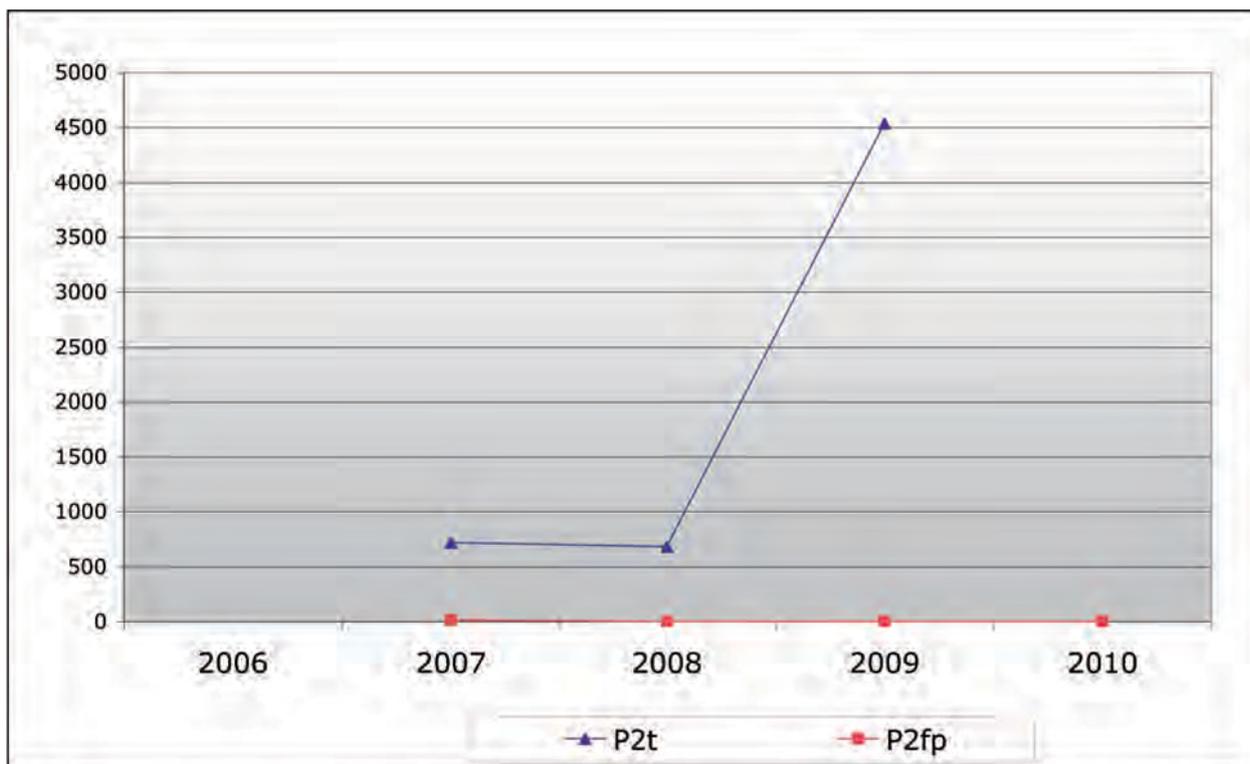
1.2.4.1 Effectifs de tiges



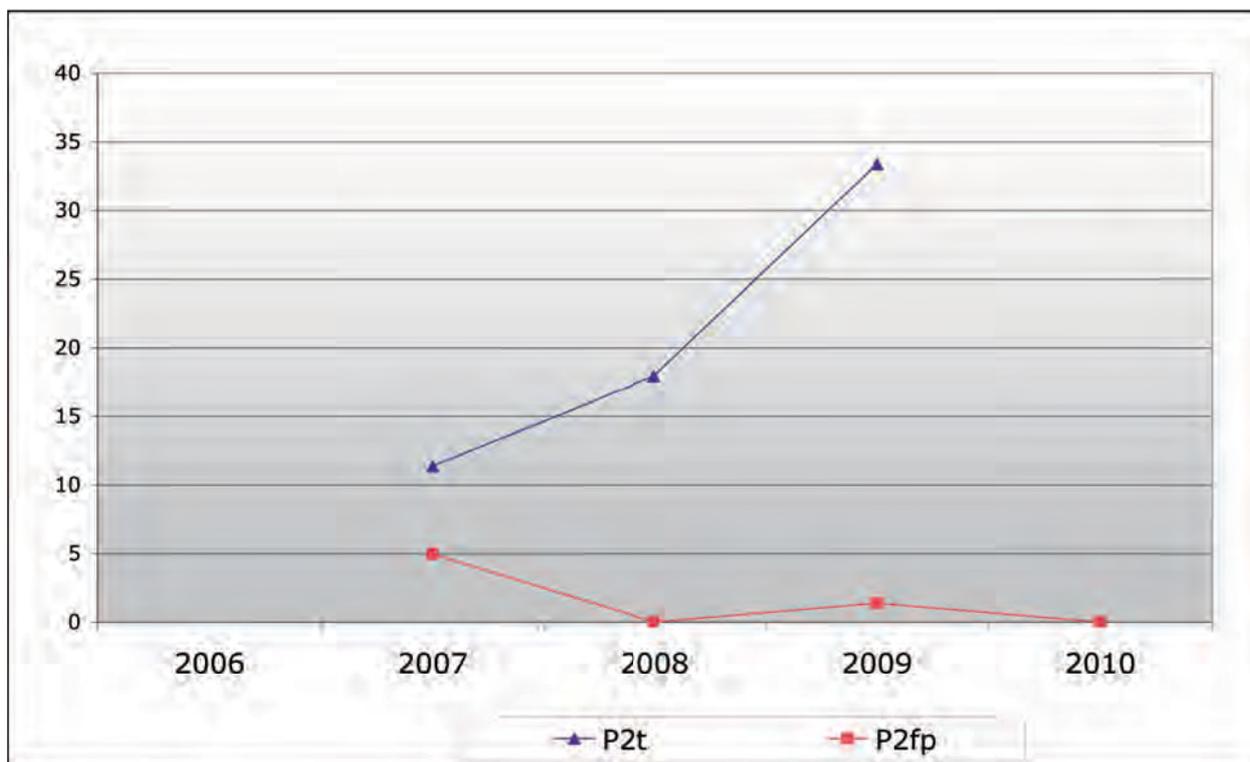
1.2.4.2 Ratio de fertilité



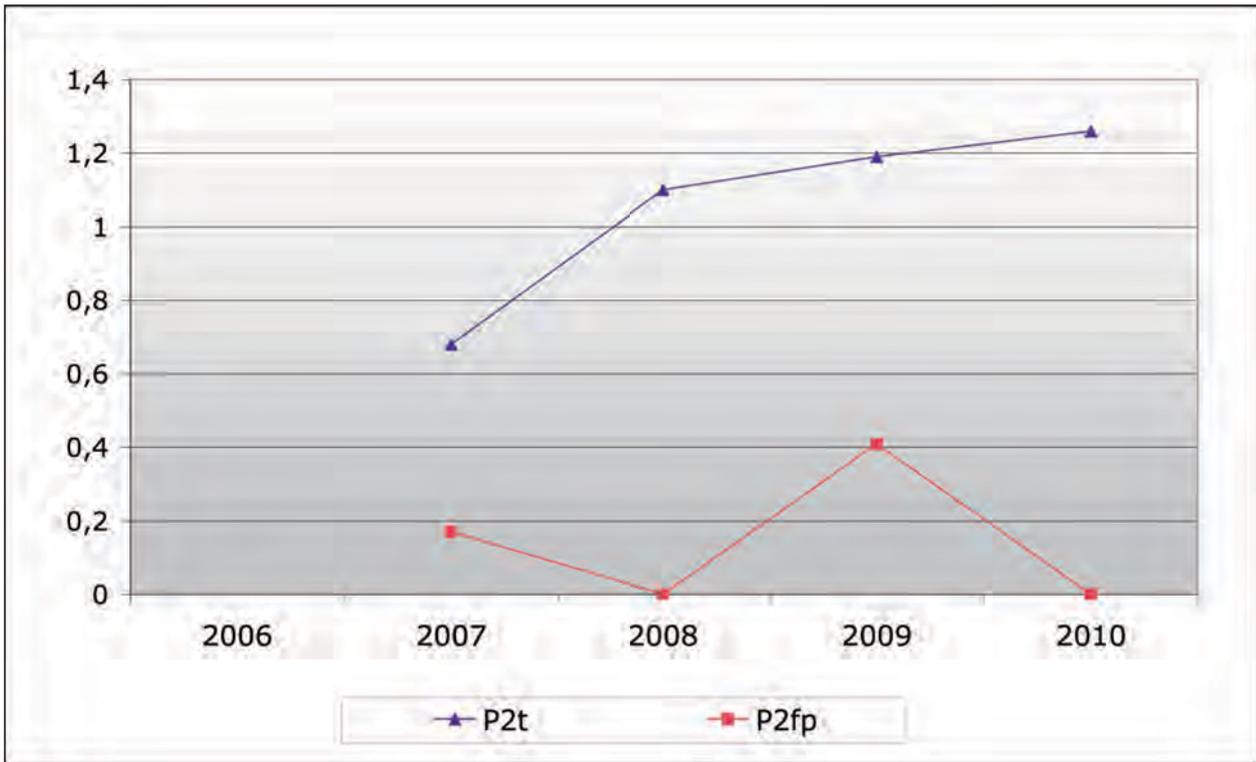
1.2.4.3 Effectifs de capitules



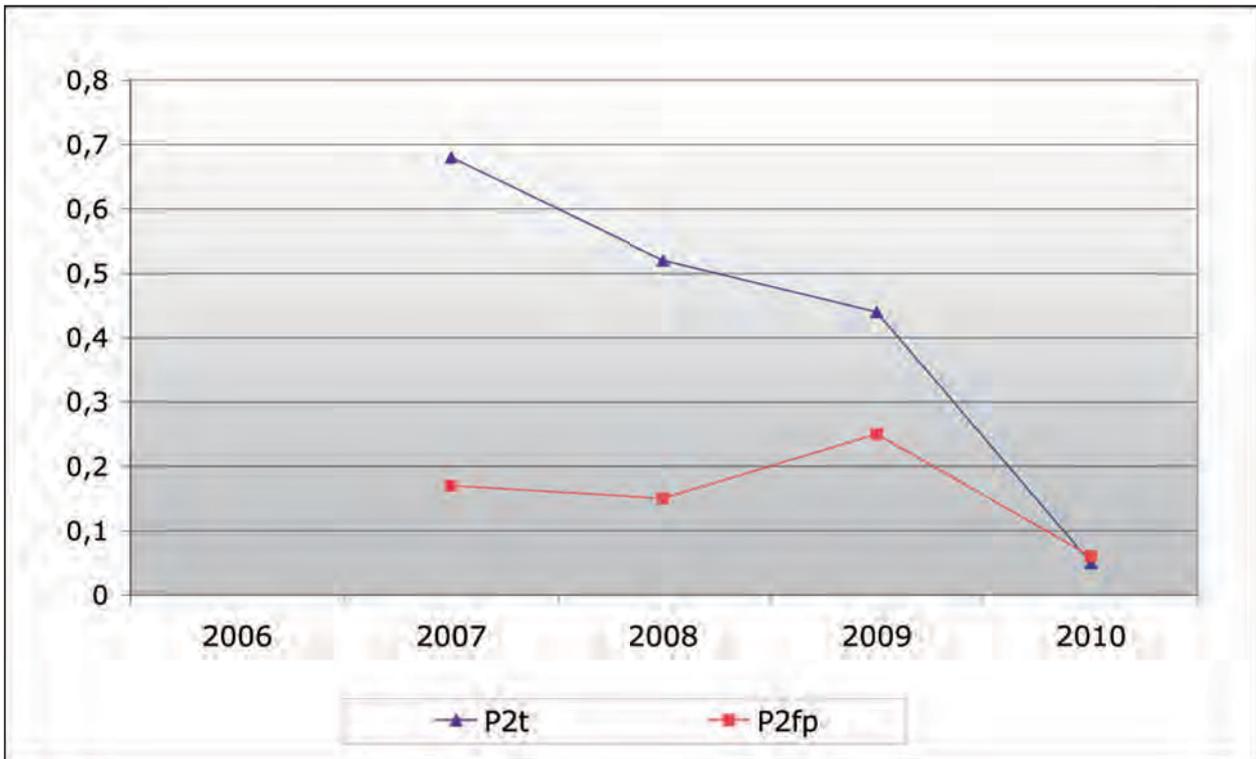
1.2.4.4 Indice de vitalité



1.2.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles



1.2.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles



1.3 Placettes n°3

1.3.1 Relevés floristiques

		2006	2010	2006	2010
surface h (m²)		8,75	8,75	9	9
nb taxons herbacés		10	17	11	25
Synusie buissonnante					
Espèces des <i>Crataego monogynae</i> - <i>Prunetea spinosae</i>					
	<i>Frangula dodonei</i> subsp. <i>dodonei</i>	3	3	3	3
Synusie herbacée					
Espèces des <i>Molinio caeruleae</i> - <i>Juncetea acutiflori</i>					
	<i>Aster x salignus</i>	9	9	9	5
	<i>Juncus effusus</i>	.	1	1	1
	<i>Lotus pedunculatus</i>	1	1	.	1
	<i>Myosotis scorpioides</i>	.	1	.	2
	<i>Sanguisorba officinalis</i>	1	1	1	1
	<i>Agrostis canina</i>	.	.	.	2
	<i>Caltha palustris</i>	.	.	.	1
	<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	2
Espèces des <i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Convolvuletea sepium</i>					
	<i>Angelica sylvestris</i>	1	1	1	1
	<i>Filipendula ulmaria</i>	1	2	1	2
	<i>Hypericum tetrapterum</i>	.	.	.	1
	<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Phragmito australis</i> - <i>Magnocaricetea elatae</i>					
	<i>Carex acuta</i>	2	1	2	1
	<i>Thysselinum palustre</i>	1	1	1	2
	<i>Carex vesicaria</i>	.	2	.	.
	<i>Iris pseudacorus</i>	2	2	1	2
	<i>Lycopus europaeus</i> subsp. <i>europaeus</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Arrhenatheretea elatioris</i>					
	<i>Poa trivialis</i>	.	1	.	2
	<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	.	1	.	1
	<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Scheuchzerio palustris</i> - <i>Caricetea fuscae</i>					
	<i>Equisetum palustre</i>	.	1	.	1
	<i>Galium uliginosum</i>	1	1	1	1
	<i>Carex panicea</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Agrostietea stoloniferae</i>					
	<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	3
	<i>Galium palustre</i>	.	.	.	1
	<i>Silene flos-cuculi</i> subsp. <i>flos-cuculi</i>	.	.	.	1
Autres espèces					
	<i>Frangula dodonei</i> subsp. <i>dodonei</i>	1	1	1	.
	<i>Galium aparine</i> subsp. <i>aparine</i>	.	1	.	.

1.3.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée

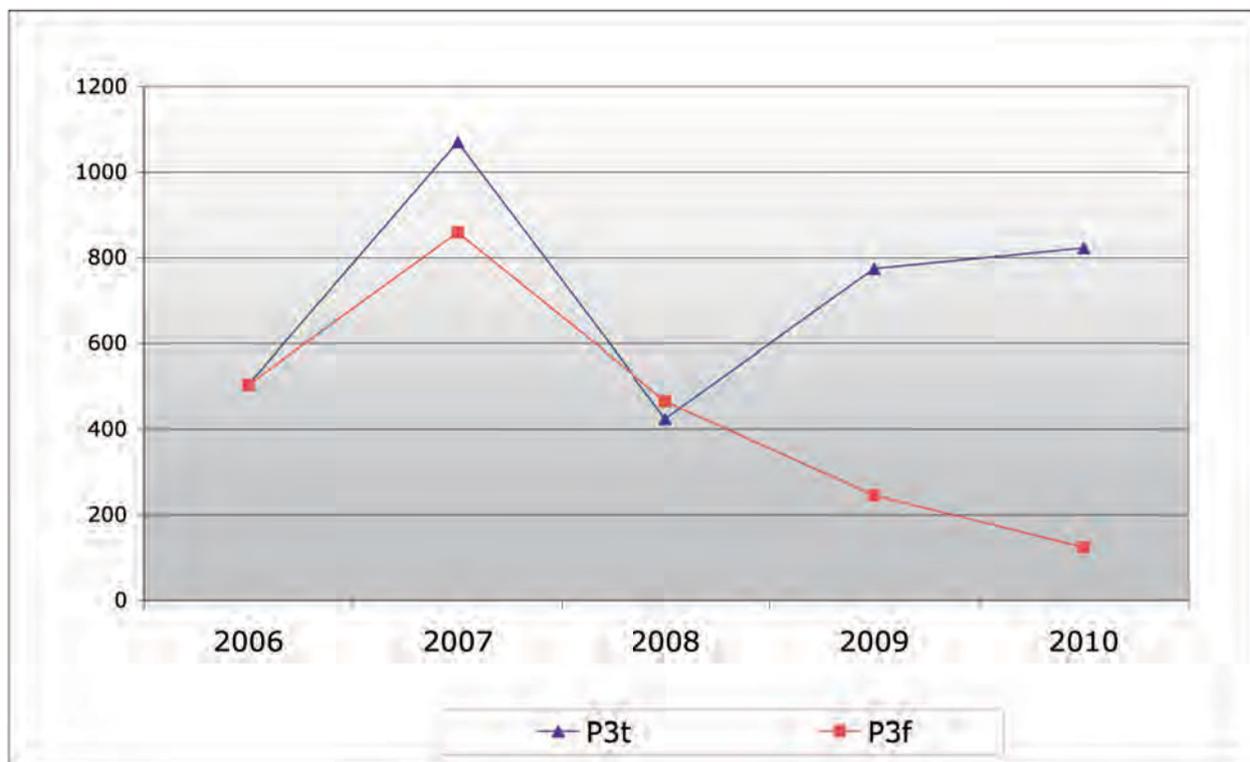
Similarité de Steinhauss		Carré		Exclos	
		2006	2010	2006	2010
Carré	2006				
	2010	0,46			
Exclos	2006	0,92	0,49		
	2010	0,77	0,62	0,79	

1.3.3 Données brutes des descripteurs suivis

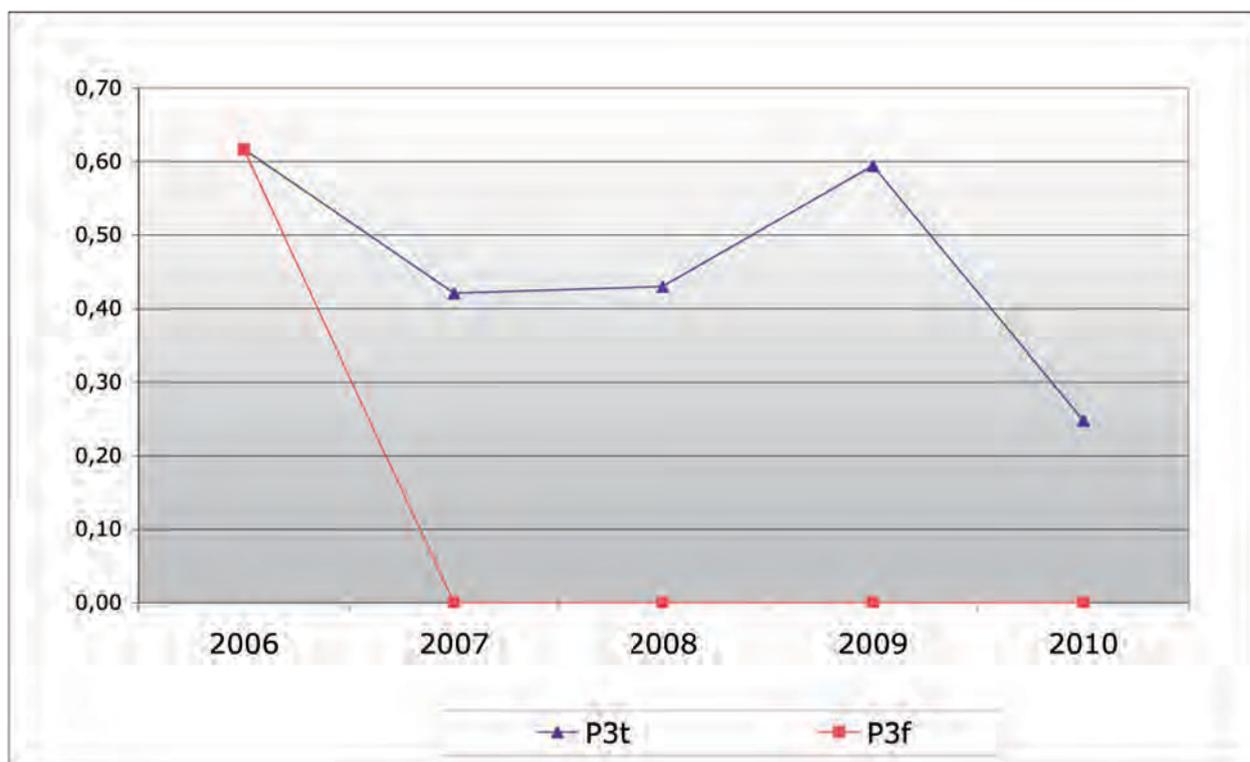
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		29 sept.	20 sept.	30 sept.	29 sept.	30 sept.
état phénologique	témoin	pleine floraison	pleine floraison	pleine floraison et bouton ; tiges broutées	pleine floraison	pleine floraison et bouton ; tiges broutées
	fauchée	pleine floraison	juvénile	juvénile ; tiges broutées	juvénile	juvénile ; tiges broutées
nombre de tiges	témoin	1103	2340	927	1693	1798
	fauchée	1134	1931	1048	552	279
nombre de tiges fertiles	témoin	680	984	398	1006	446
	fauchée	699	0	0	0	0
nombre de tiges stériles	témoin	423	1356	529	687	1352
	fauchée	435	1931	1048	552	279
ratio de fertilité	témoin	0,6	0,4	0,4	0,6	0,2
	fauchée	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
nombre de capitules	témoin	12241	8829	4694	18358	12705
	fauchée	12591	0	0	0	0
indice de vitalité	témoin	18,0	9,0	11,8	18,2	28,5
	fauchée	18,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	1,23	1,13	1,23	1,22	1,22
	fauchée	1,23	0,00	0	0	0
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	1,04	0,81	1,06	1,04	0,94
	fauchée	1,04	0,00	0	0	0
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	0,88	0,56	1,03	0,8	0,75
	fauchée	0,88	0,00	0	0	0
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	1,23	1,13	0,73	0,71	0,65
	fauchée	1,23	0,20	0,64	0,35	0,35
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	1,04	0,81	0,32	0,56	0,53
	fauchée	1,04	0,11	0,2	0,18	0,1
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	0,88	0,22	0,11	0,26	0,23
	fauchée	0,88	0,04	0,12	0,11	0,06
surface échantillonnée (m²)	témoin	1 (placette t) + 2 (placette f)	2	2	2	2
	fauchée	1 (placette t) + 2 (placette f)	2	2	2	2
surface échantillonnée (%)	témoin	17	23	23	23	23
	fauchée	17	22	22	22	22

1.3.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

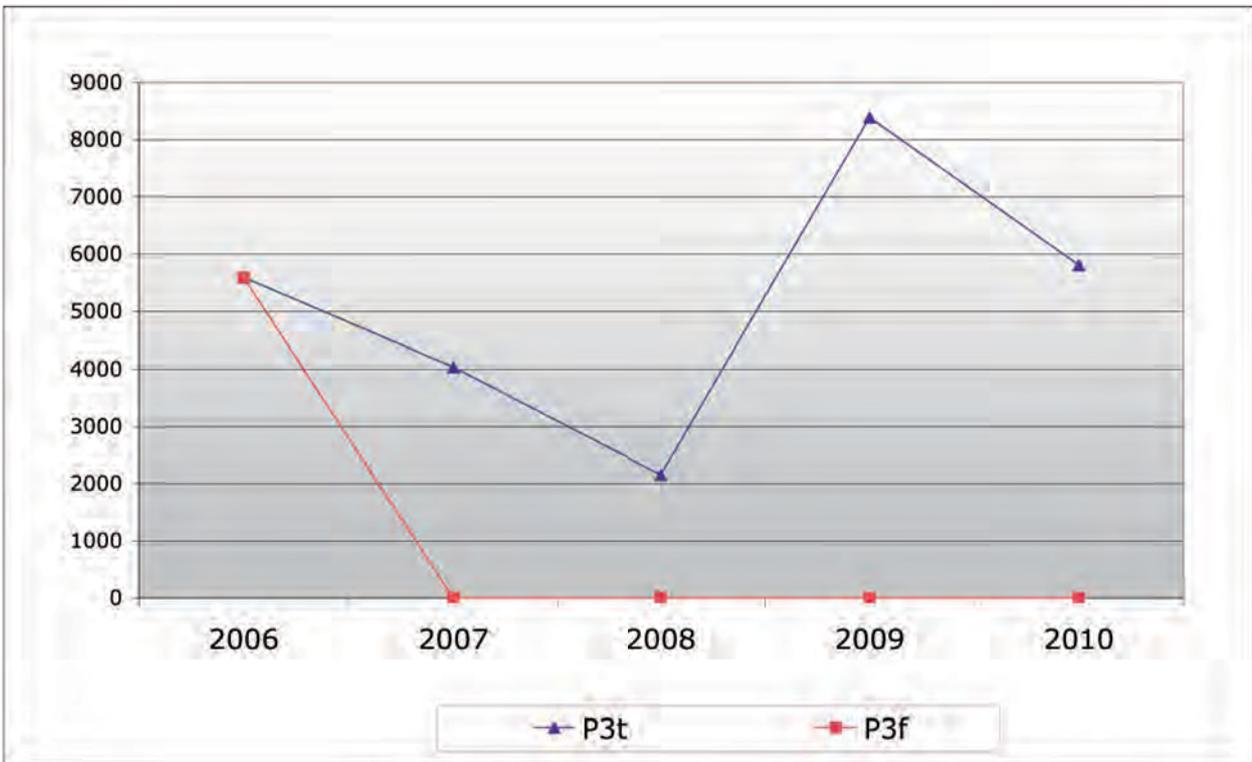
1.3.4.1 Effectifs de tiges



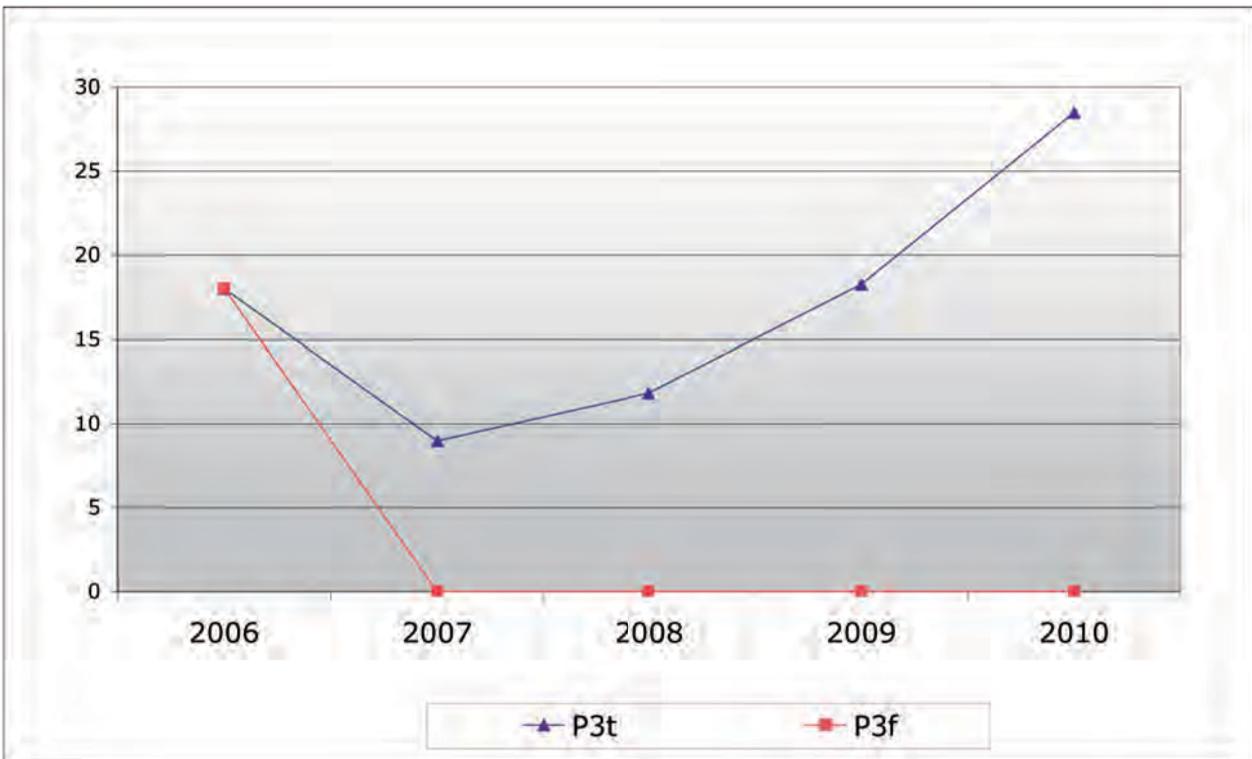
1.3.4.2 Ratio de fertilité



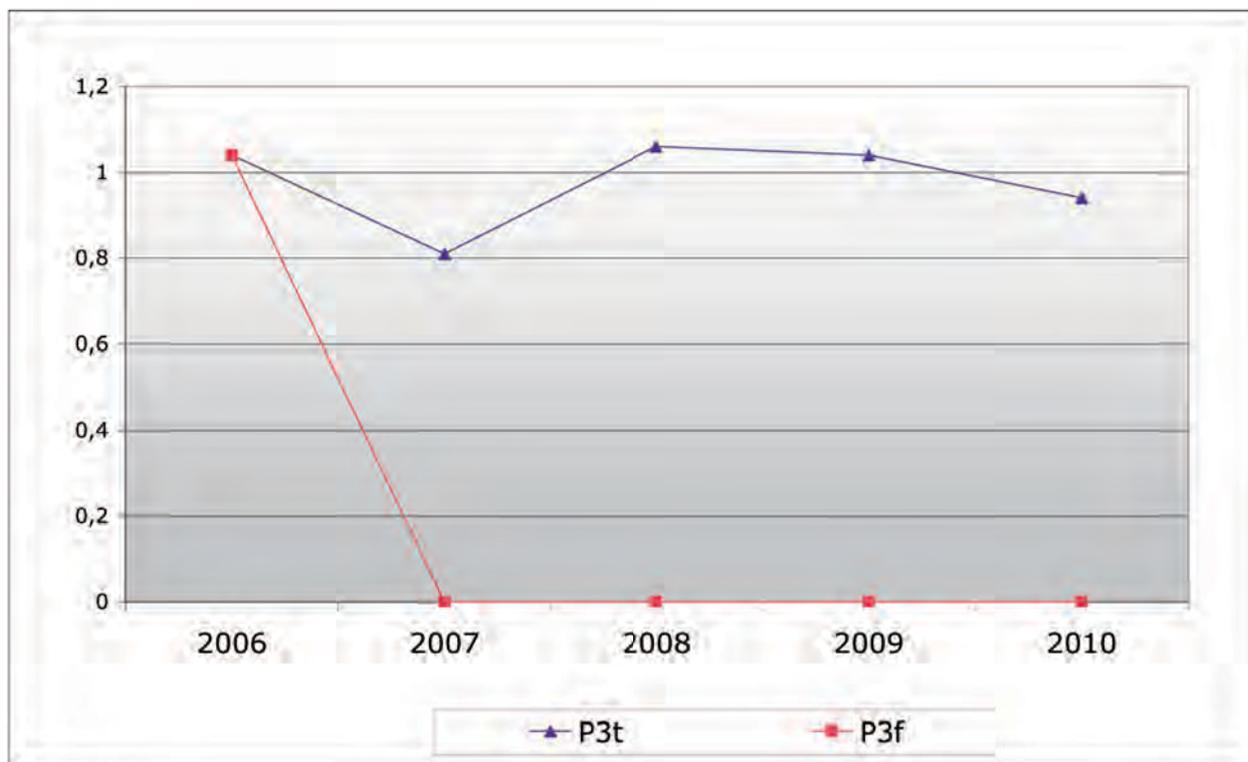
1.3.4.3 Effectifs de capitules



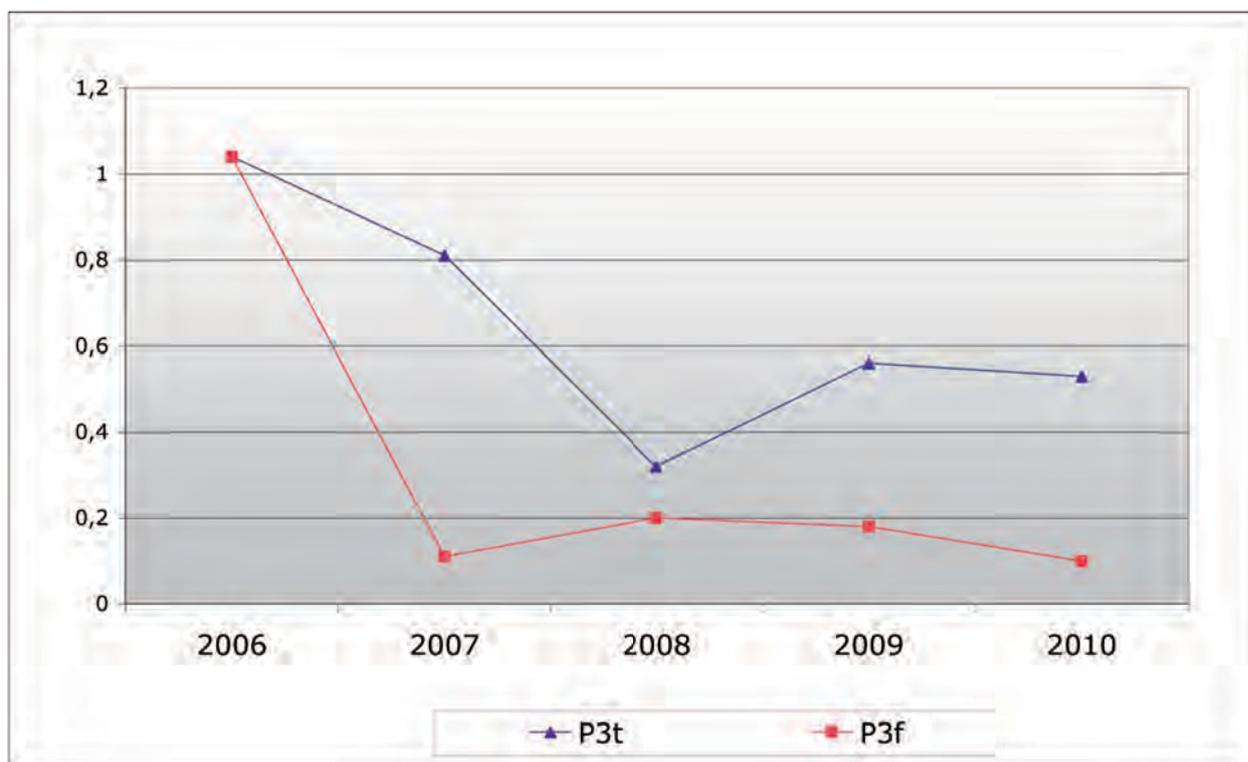
1.3.4.4 Indice de vitalité



1.3.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles



1.3.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles



1.4 Placettes n°4

1.4.1 Relevés floristiques

		exclos		carré	
		2006	2010	2006	2010
surface h (m²)		3,75	3,75	3,75	3,75
nb taxons herbacés		8	7	8	21
Synusie herbacée					
	<i>Aster x salignus</i>	10	9	10	5
Espèces des <i>Phragmito australis</i> - <i>Magnocaricetea elatae</i>					
	<i>Carex acutiformis</i>	2	1	2	3
	<i>Carex vesicaria</i>	1	3	1	3
	<i>Thysselinum palustre</i>	.	1	.	1
	<i>Iris pseudacorus</i>	1	.	1	1
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Convolvuletea sepium</i>					
	<i>Filipendula ulmaria</i>	2	2	2	3
	<i>Angelica sylvestris</i>	1	.	1	1
	<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Agrostietea stoloniferae</i>					
	<i>Achillea ptarmica</i>	1	.	1	1
	<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	2
	<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	1
	<i>Silene flos-cuculi</i> subsp. <i>flos-cuculi</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Arrhenatheretea elatioris</i>					
	<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	2
	<i>Poa trivialis</i>	1	.	1	1
	<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	.	.	.	1
Espèces des <i>Molinio caeruleae</i> - <i>Juncetea acutiflori</i>					
	<i>Caltha palustris</i>	.	.	.	1
	<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	1
	<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	1	.	.
Autres espèces					
	<i>Poa palustris</i>	.	1	.	1
	<i>Anthoxanthum odoratum</i> subsp. <i>odoratum</i>	.	.	.	2
	<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	1

1.4.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée

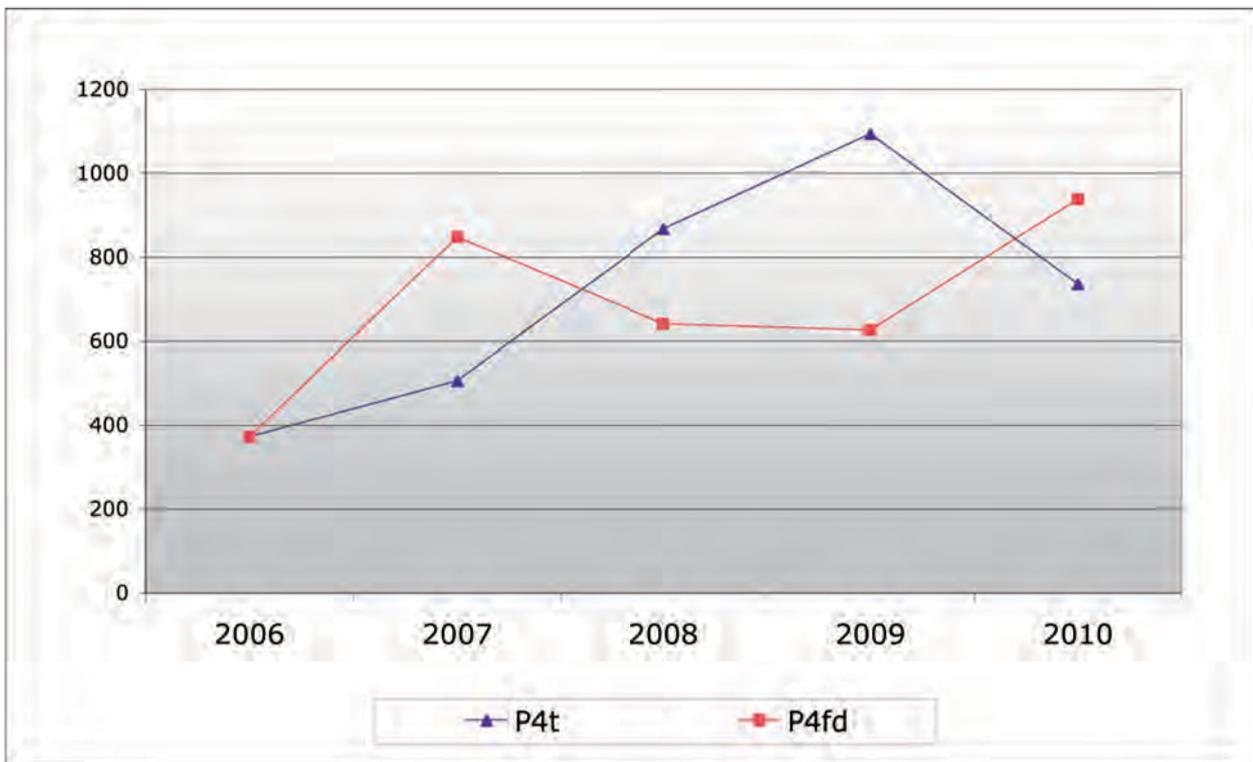
Similarité de Steinhauss		Carré		Exclos	
		2006	2010	2006	2010
Carré	2006				
	2010	0,53			
Exclos	2006	1,00	0,53		
	2010	0,70	0,50	0,70	

1.4.3 Données brutes des descripteurs suivis

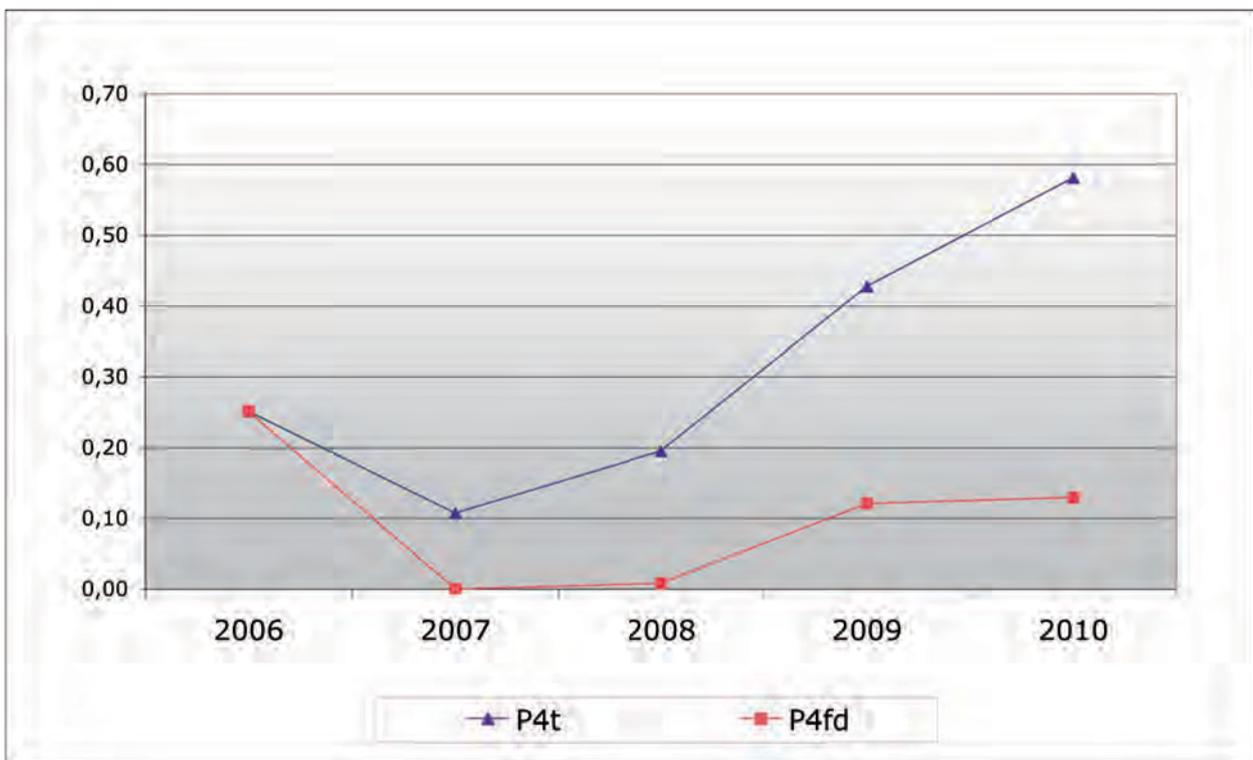
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		29 sept.	19 sept.	10 oct.	29 sept.	29 sept.
état phénologique	témoin	pleine floraison	pleine floraison et tiges pourries	pleine floraison et tiges pourries	pleine floraison	pleine floraison
	fauchée et désherbée	pleine floraison	juvénile (rosettes)	juvénile (rosettes) et bouton	juvénile (rosettes) et bouton	juvénile (rosettes) et bouton
nombre de tiges	témoin	350	475	813	1026	617
	fauchée et désherbée	350	795	601	587	879
nombre de tiges fertiles	témoin	88	51	159	439	401
	fauchée et désherbée	88	0	5	71	114
nombre de tiges stériles	témoin	262	424	654	587	216
	fauchée et désherbée	262	795	596	516	765
ratio de fertilité	témoin	0,3	0,1	0,2	0,4	0,6
	fauchée et désherbée	0,3	0,0	0,0	0,1	0,1
nombre de capitules	témoin	2220	2085	2630	11239	7151
	fauchée et désherbée	2220	0	26	930	204
indice de vitalité	témoin	25,2	40,9	16,5	25,6	17,8
	fauchée et désherbée	25,2	0,0	0,0	13,1	1,8
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	1,02	1,27	1,20	1,18	1,45
	fauchée et désherbée	1,02	0,00	0,58	0,9	0,75
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	0,95	1,20	1,02	0,91	1,15
	fauchée et désherbée	0,95	0,00	0,55	0,62	0,53
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	0,70	1,05	0,92	0,85	0,95
	fauchée et désherbée	0,70	0,00	0,55	0,51	0,4
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	0,95	0,80	0,96	0,6	1
	fauchée et désherbée	0,95	0,11	0,44	0,52	0,42
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	0,60	0,80	0,74	0,39	0,7
	fauchée et désherbée	0,60	0,07	0,34	0,32	0,35
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	0,45	0,03	0,27	0,14	0,46
	fauchée et désherbée	0,45	0,02	0,18	0,11	0,13
surface échantillonnée (m²)	témoin	1 (placette f)	2	2	2	2
	fauchée et désherbée	1	2	2	2	2
surface échantillonnée (%)	témoin	27 (placette f)	53	53	53	53
	fauchée et désherbée	27	53	53	53	53

1.4.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

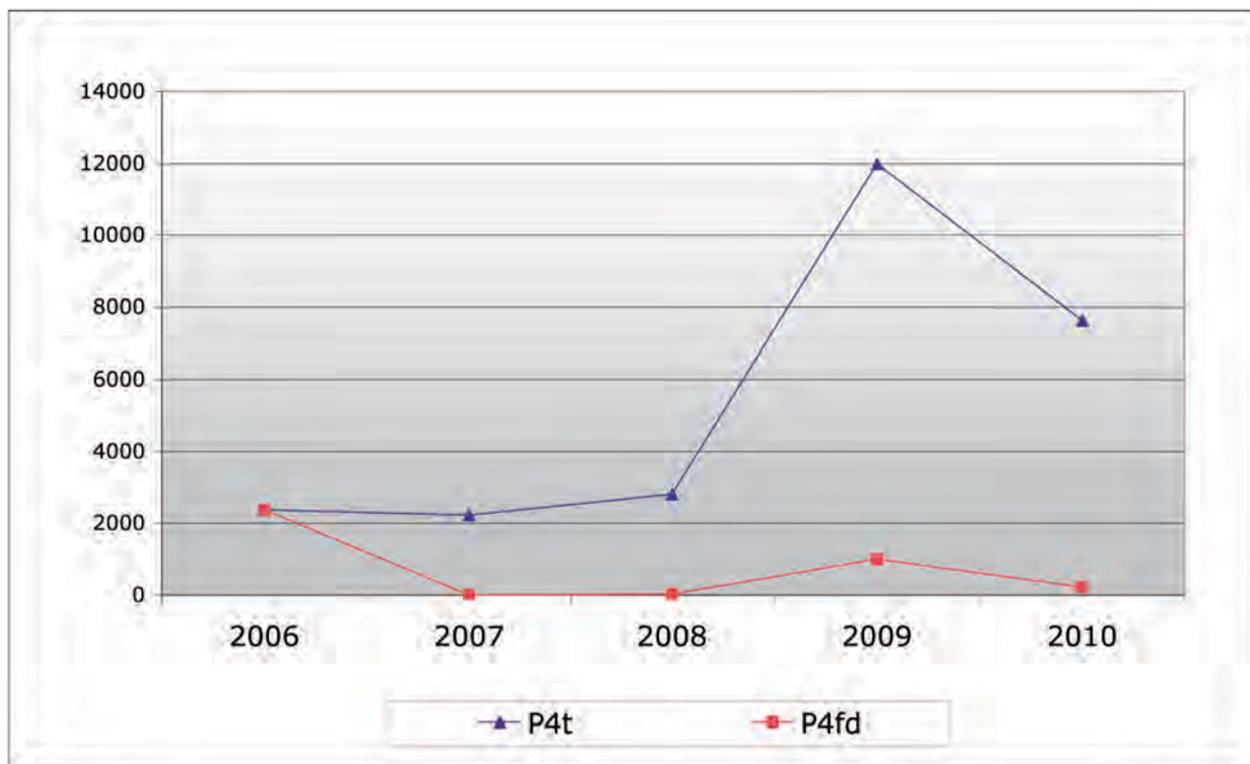
1.4.4.1 Effectifs de tiges



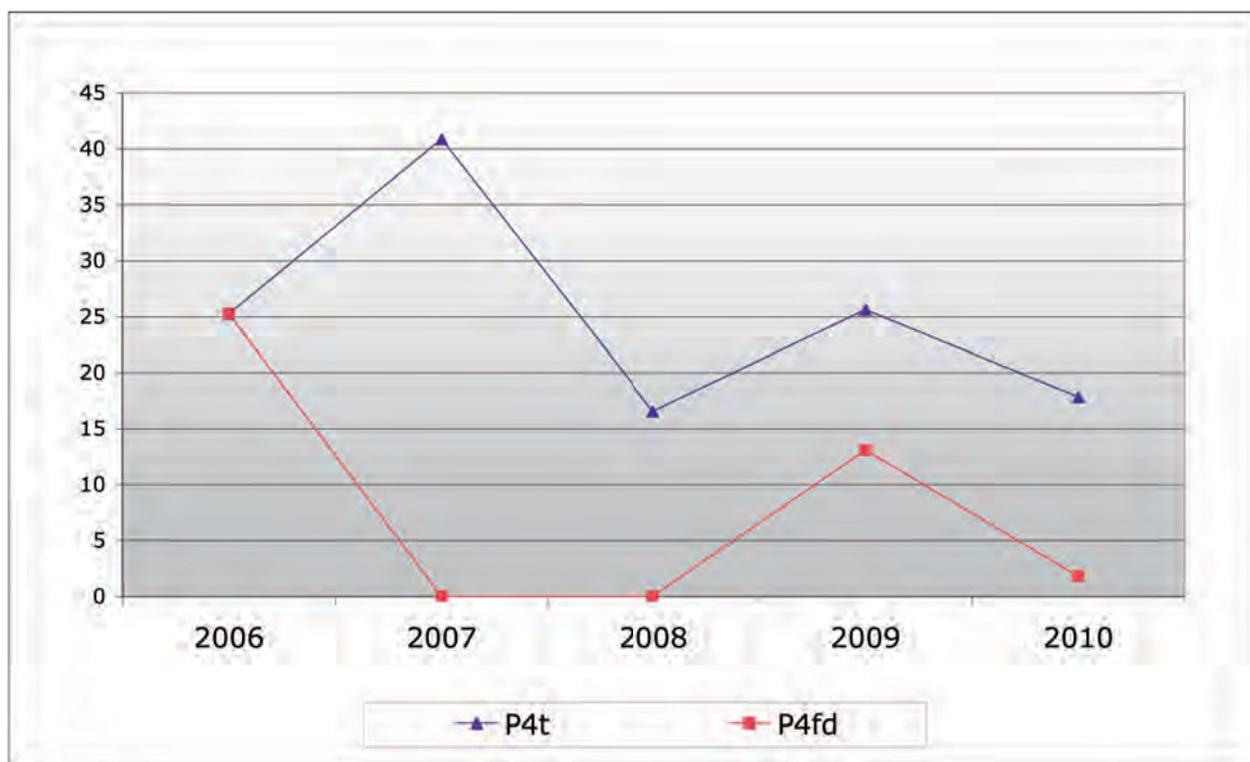
1.4.4.2 Ratio de fertilité



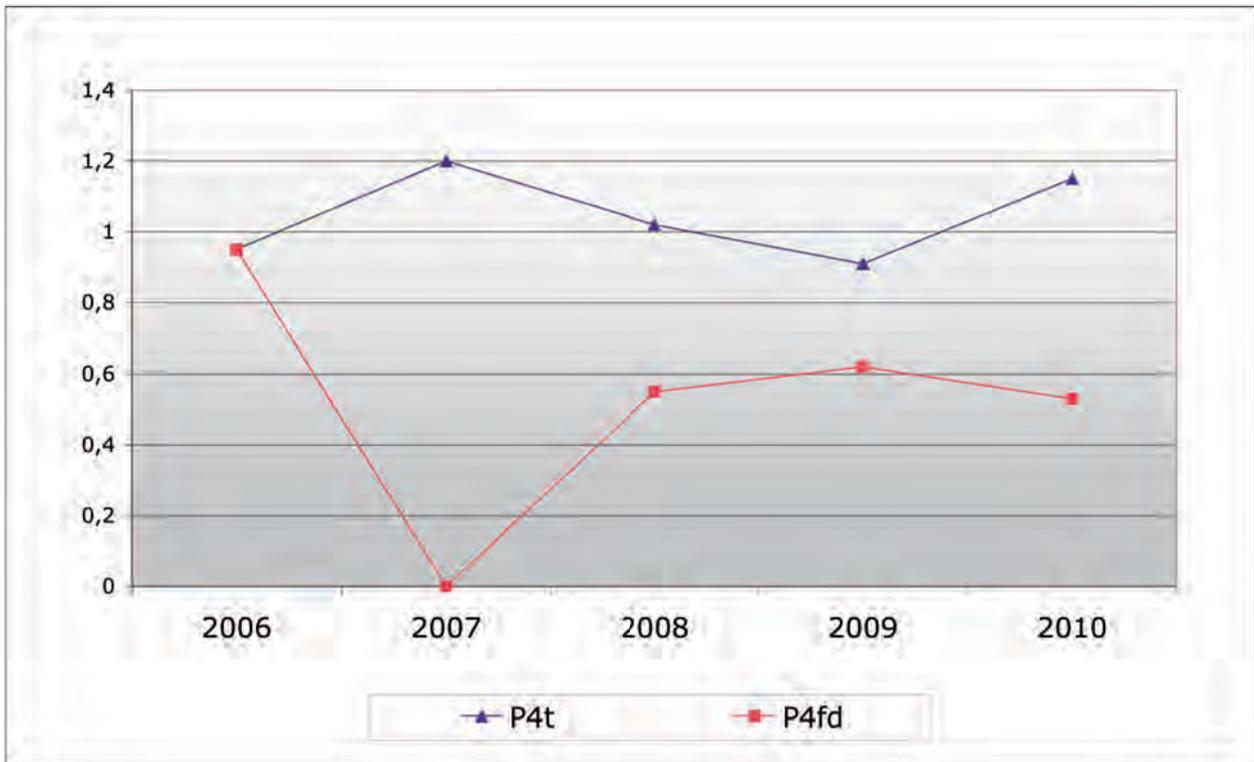
1.4.4.3 Effectifs de capitules



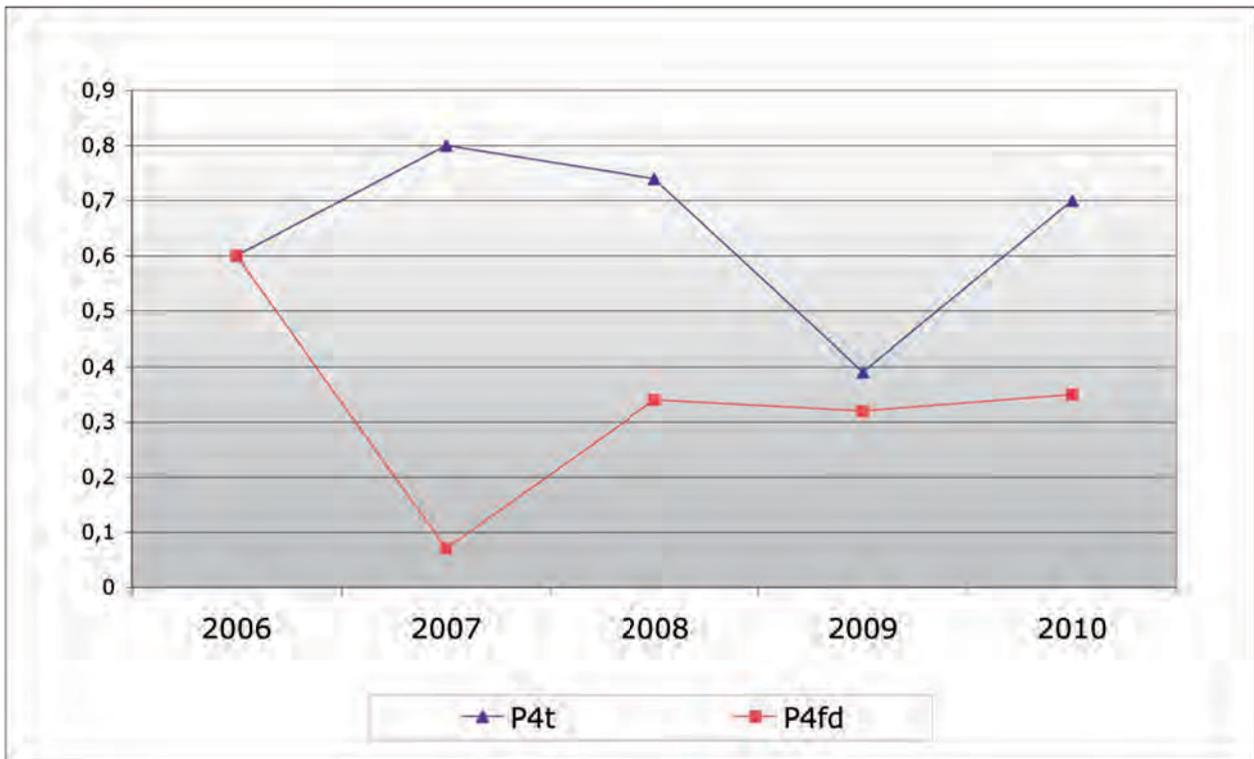
1.4.4.4 Indice de vitalité



1.4.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles

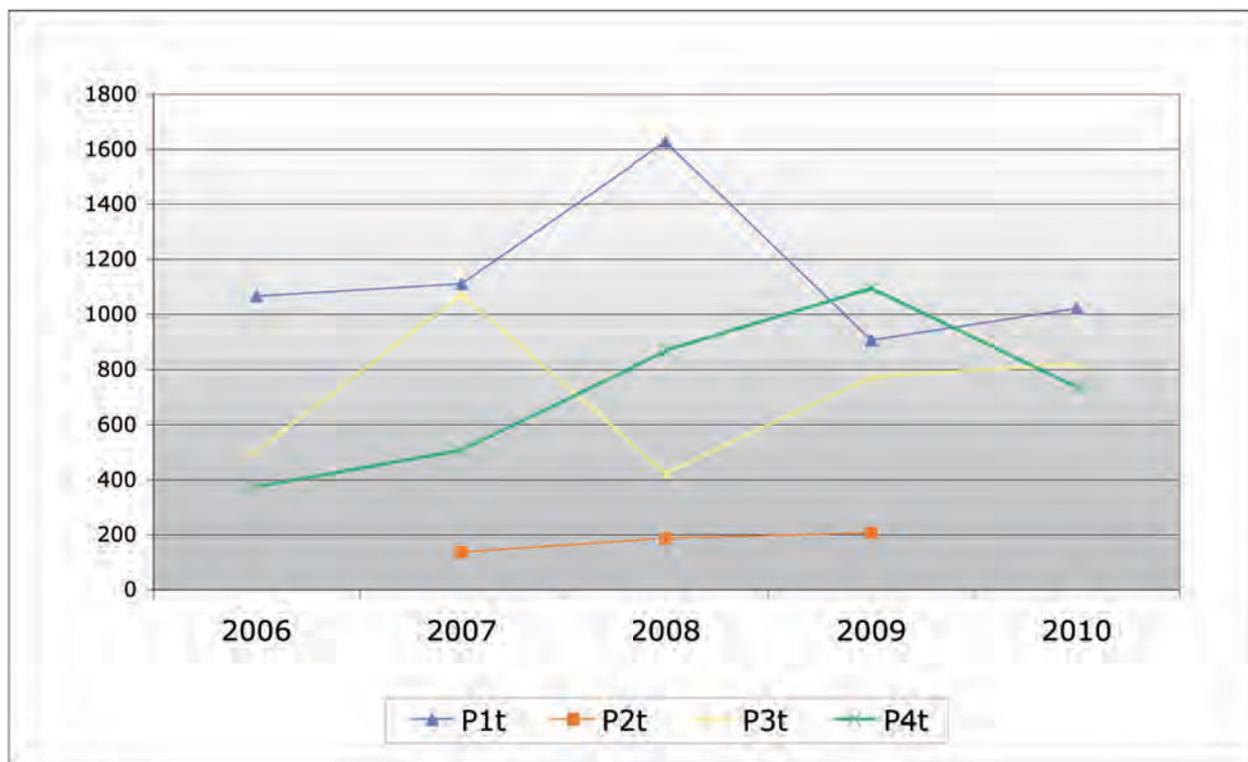


1.4.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles

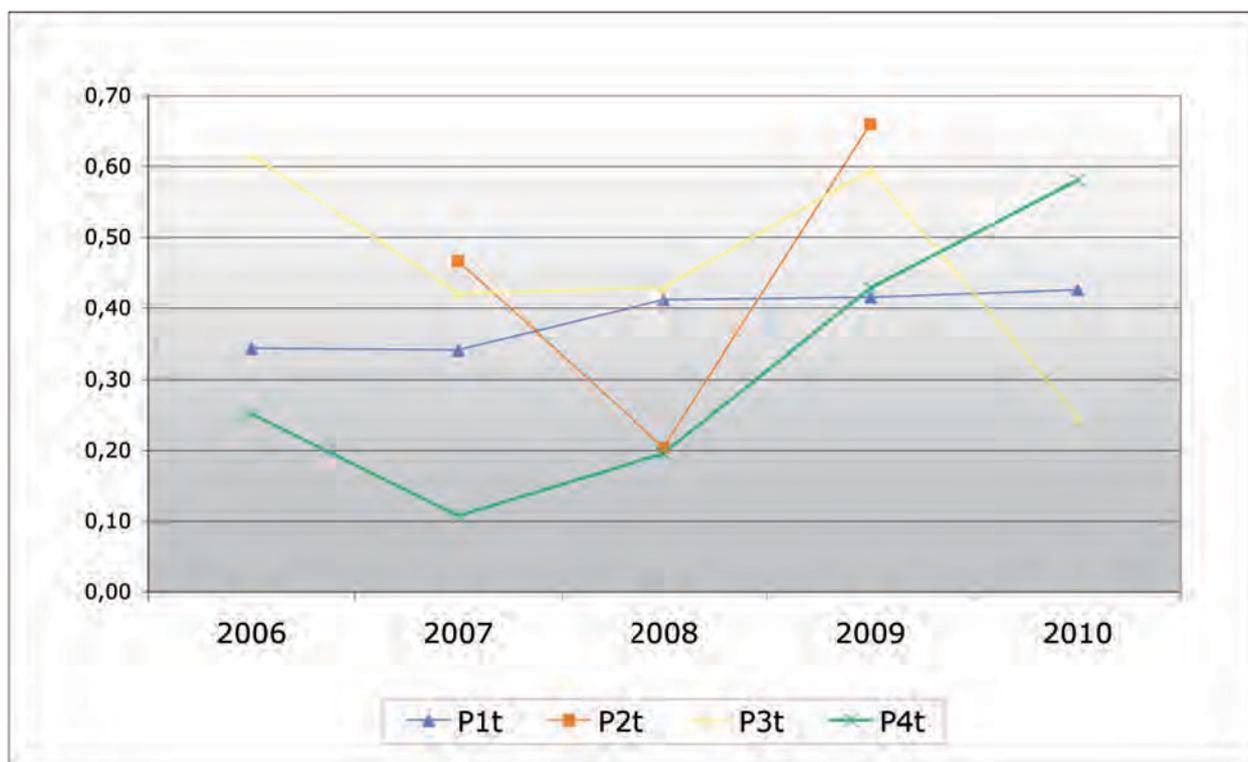


1.5 Placettes d'exclos

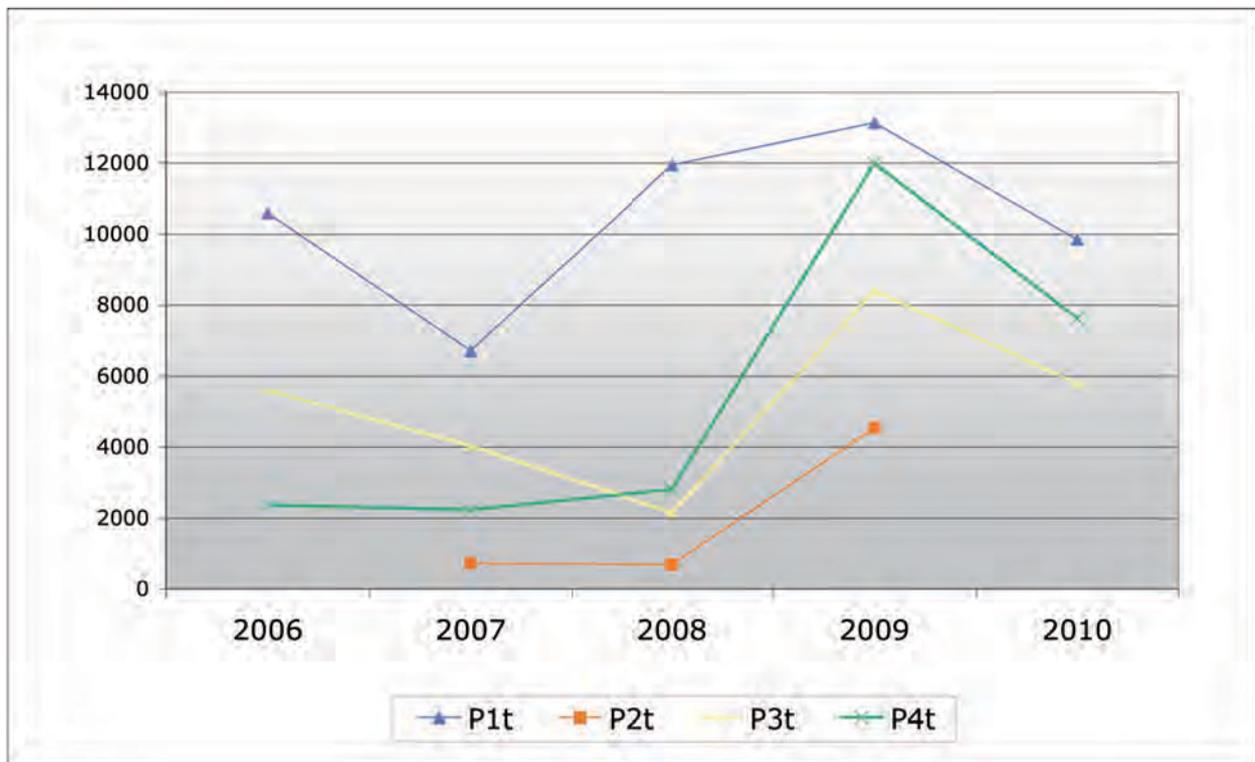
1.5.1 Effectifs de tiges



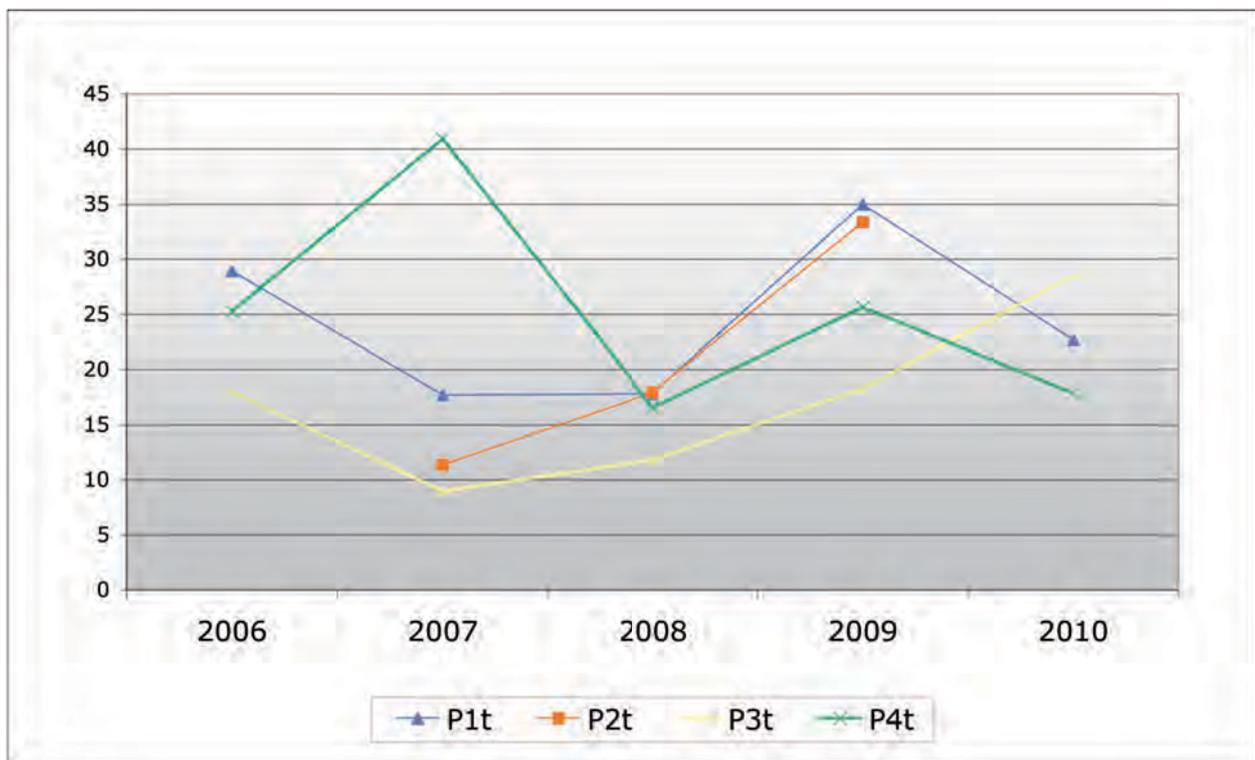
1.5.2 Ratio de fertilité



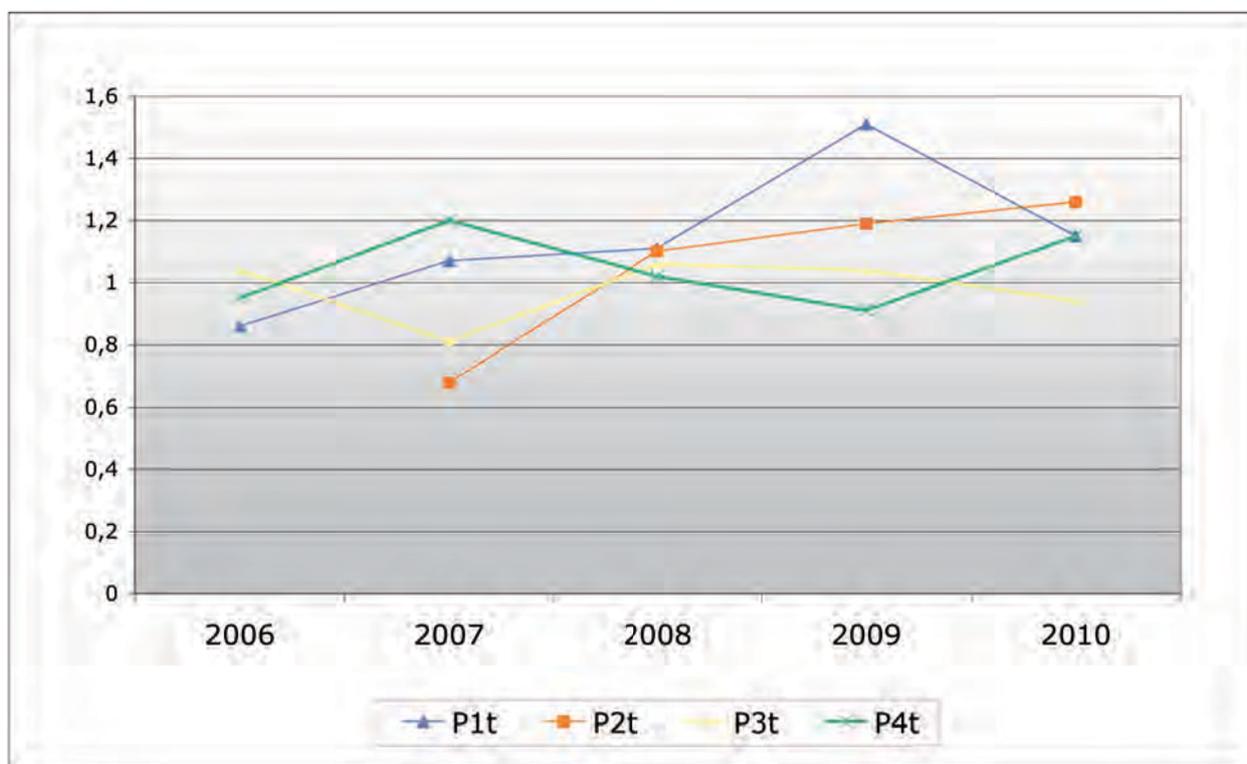
1.5.3 Effectifs de capitules



1.5.4 Indice de vitalité

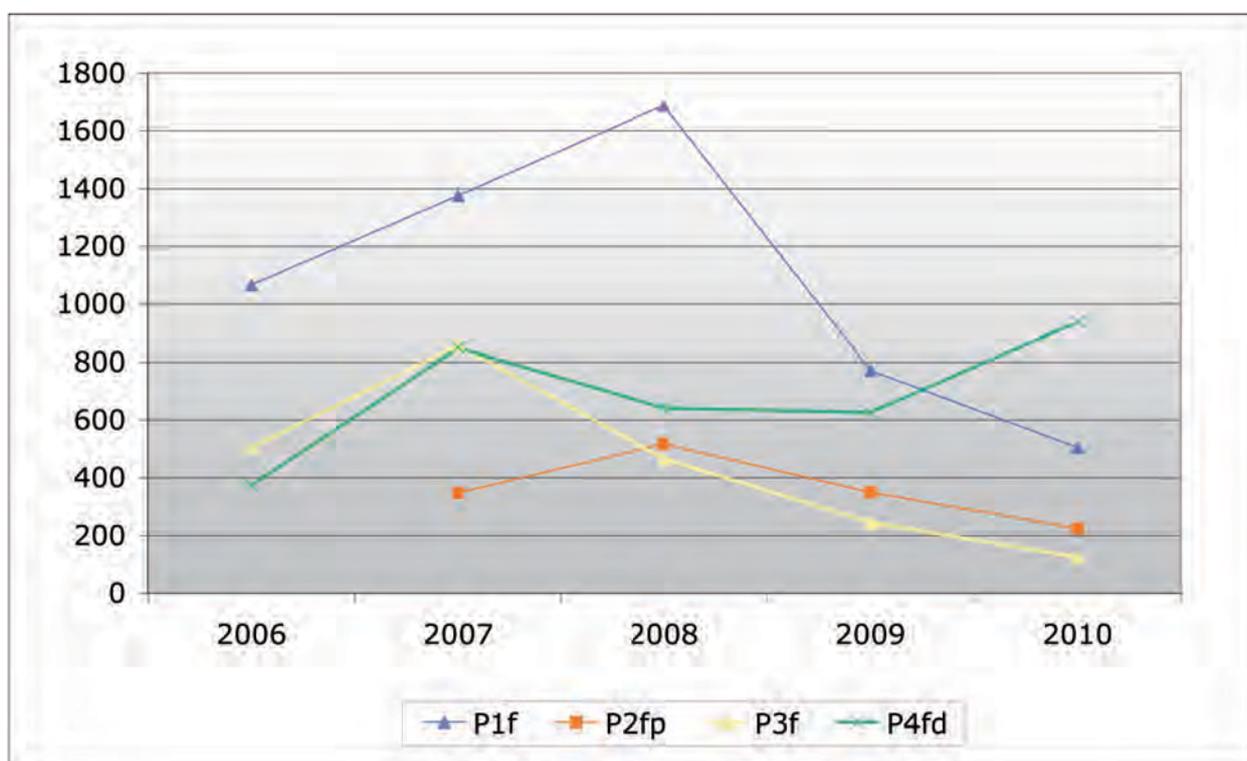


1.5.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles

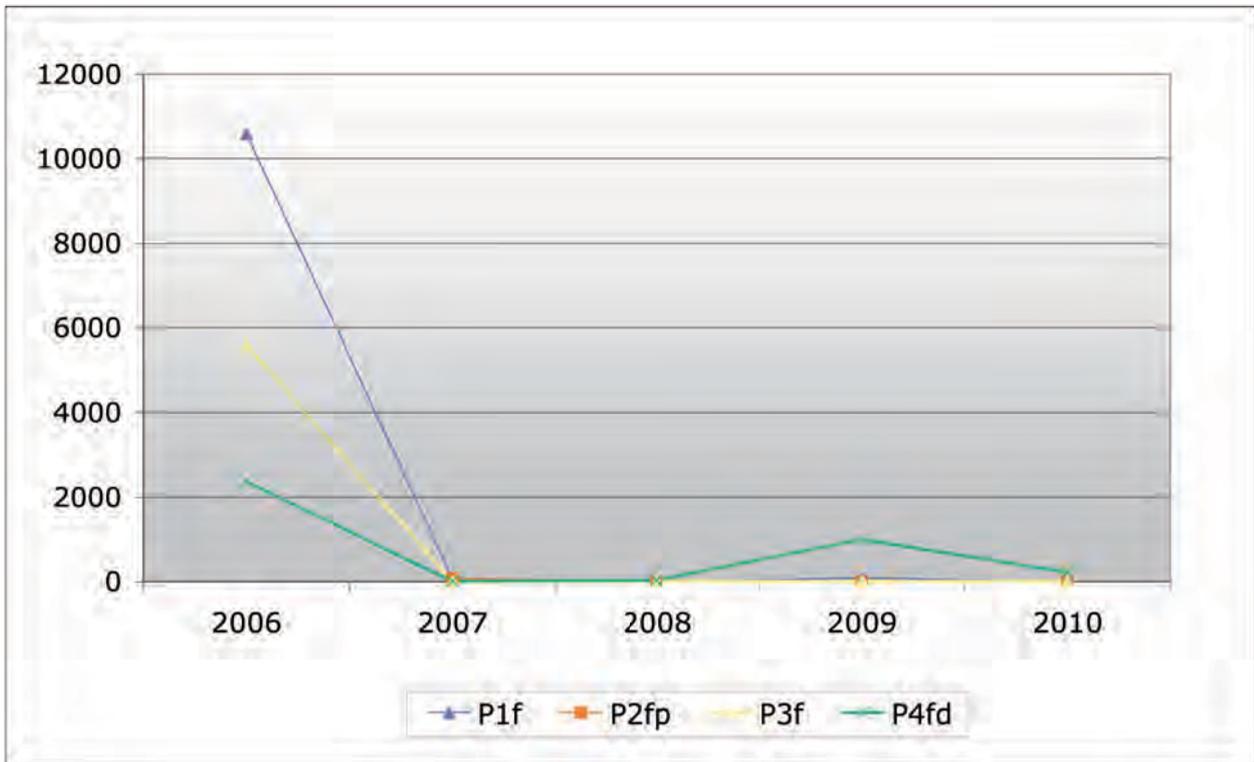


1.6 Placettes de carrés

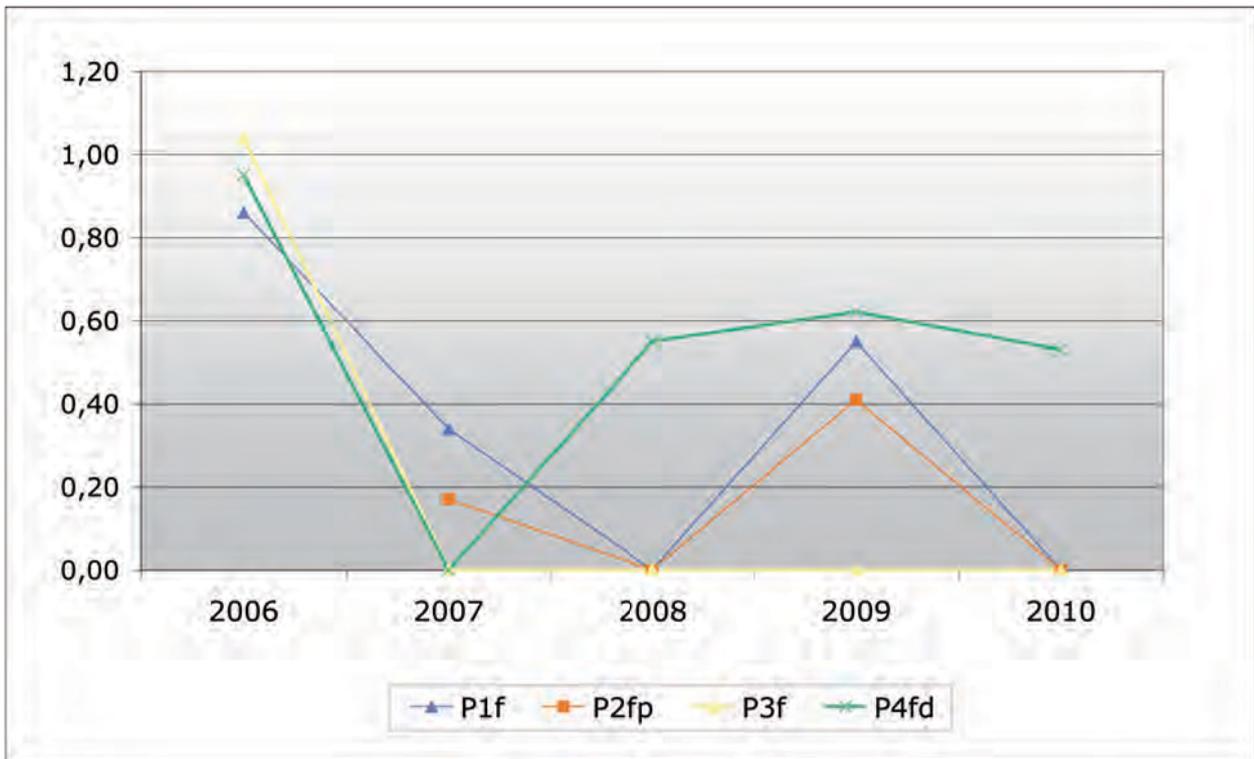
1.6.1 Effectifs de tiges



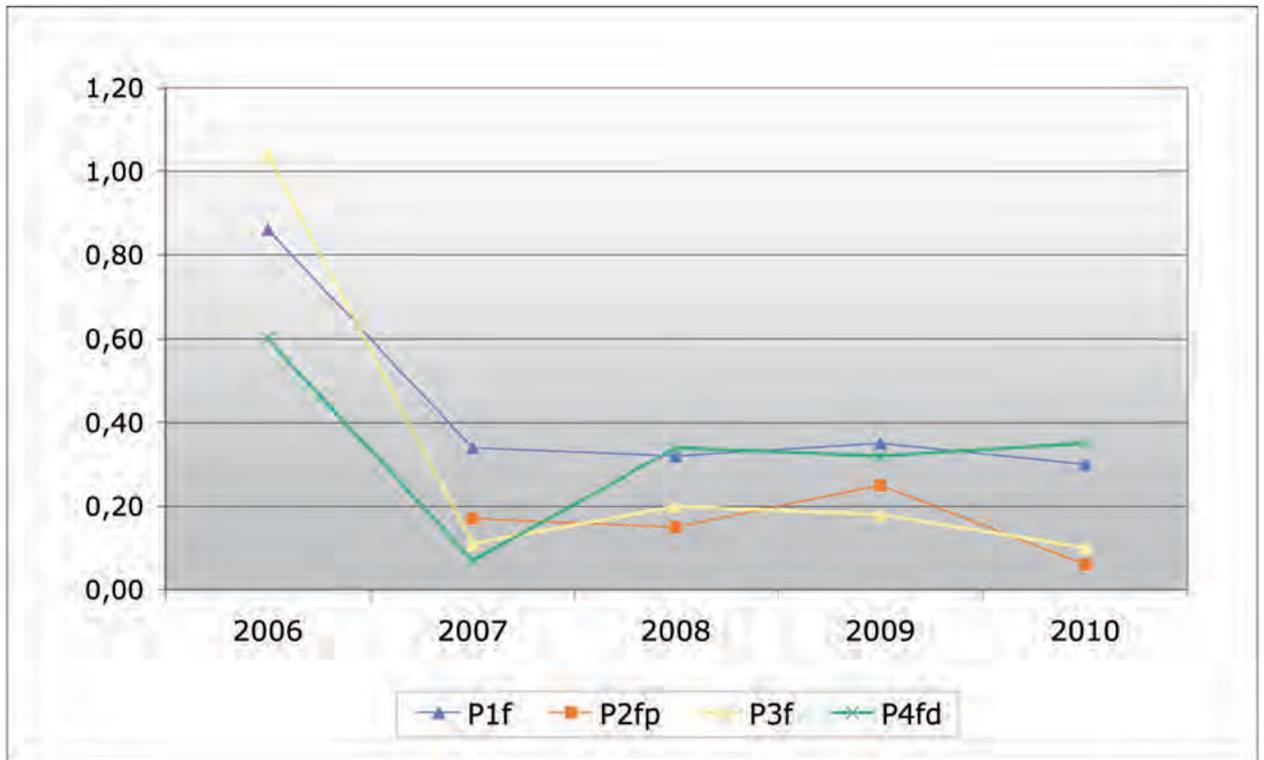
1.6.2 Effectifs de capitules



1.6.3 Hauteur moyenne des tiges fertiles



1.6.4 Hauteur moyenne des tiges stériles



A nexe 2 : suivi de la Rudbéckie laciniée (*Rudbeckia laciniata*)

2.1 Placettes n°5

2.1.1 Relevés floristiques

	exclos		carré		
	2006	2010	2006	2010	
surface h (m²)	18	18	24	24	
nb taxons	15	8	12	12	
Synusie herbacée					
	<i>Rudbeckia laciniata</i>	9	10	9	10
Espèces des <i>Phragmito australis</i> - <i>Magnocaricetea elatae</i>					
	<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	.	1
	<i>Phragmites australis</i>	1	1	1	1
	<i>Thysselinum palustre</i>	1	1	1	1
	<i>Carex acutiformis</i>	1	.	2	1
	<i>Carex appropinquata</i>	1	1	.	.
	<i>Lycopus europaeus</i> subsp. <i>europaeus</i>	1	.	.	.
	<i>Phalaris arundinacea</i>	1	.	.	.
	<i>Carex vesicaria</i>	1	.	.	.
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	1	.
Espèces des <i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Convolvuletea sepium</i>					
	<i>Filipendula ulmaria</i>	2	1	3	2
	<i>Aster x salignus</i>	.	.	1	1
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	1
	<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	1	1
	<i>Urtica dioica</i>	1	2	1	.
	<i>Calystegia sepium</i>	1	.	.	.
	<i>Angelica sylvestris</i>	.	.	1	.
Espèces des <i>Galio aparines</i> - <i>Urticetea dioicae</i>					
	<i>Epilobium montanum</i>	.	.	.	1
	<i>Rubus caesius</i>	1	1	.	.
Espèces des <i>Agrostietea stoloniferae</i>					
	<i>Silene flos-cuculi</i> subsp. <i>flos-cuculi</i>	.	.	.	1
	<i>Galium palustre</i>	1	.	1	.
Espèces des <i>Arrhenatheretea elatioris</i>					
	<i>Poa trivialis</i>	.	.	.	1
	<i>Vicia cracca</i> subsp. <i>cracca</i>	1	.	.	.
Autres espèces					
	<i>Salix cinerea</i>	.	.	1	.

2.1.2 Similarité de Steinhaus sur la strate herbacée

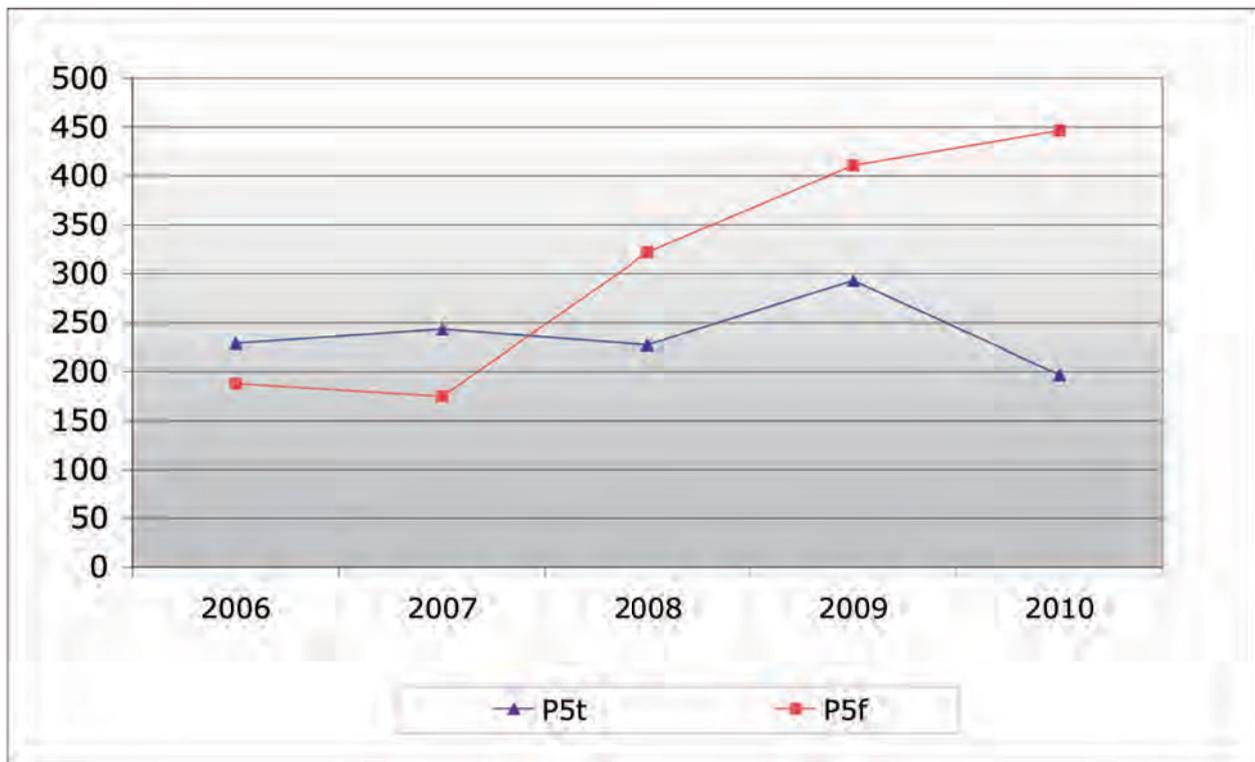
Similarité de Steinhaus		Carré		Exclos	
		2006	2010	2006	2010
Carré	2006				
	2010	0,70			
Exclos	2006	0,68	0,65		
	2010	0,62	0,68	0,77	

2.1.3 Données brutes des descripteurs suivis

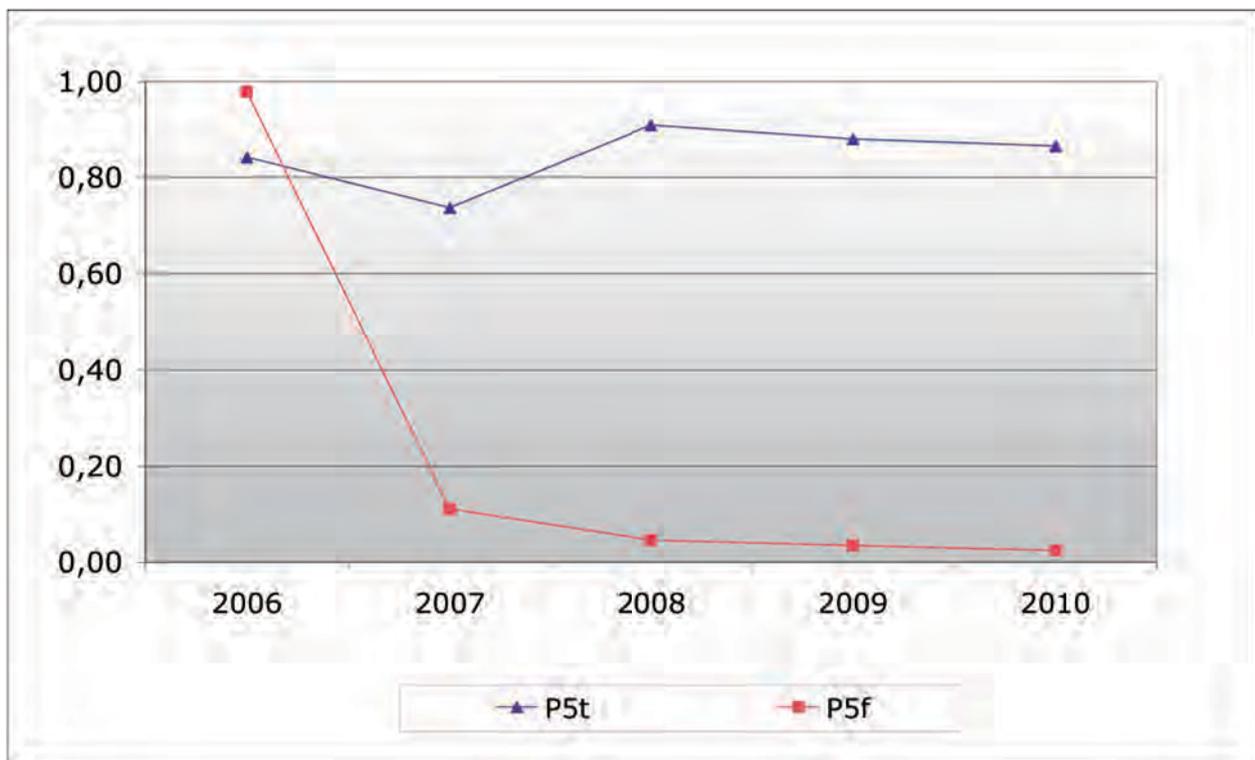
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		22 août	20 sept.	19 sept.	24 sept.	29 sept.
état phénologique	témoin	bouton à début fructification	fin floraison à début de dissémination des graines	dissémination des graines	dissémination des graines	dissémination des graines
	fauchée	bouton à début fructification	juvénile (rosettes) et pleine floraison	juvénile (rosettes) et pleine floraison	juvénile (rosettes) et pleine floraison	juvénile (rosettes) et pleine floraison
nombre de tiges	témoin	1030	1094	1021	1317	886
	fauchée	1128	1048	1932	2464	2680
nombre de tiges fertiles	témoin	868	806	928	1159	767
	fauchée	1104	116	88	84	64
nombre de tiges stériles	témoin	162	288	93	158	119
	fauchée	24	932	1844	2380	2616
ratio de fertilité	témoin	0,8	0,7	0,9	0,9	0,9
	fauchée	1,0	0,1	0,1	0,0	0,0
nombre de capitules	témoin	5120	5104	3567	5965	4014
	fauchée	11194	224	268	132	108
indice de vitalité	témoin	5,9	6,3	3,8	5,1	5,2
	fauchée	10,1	1,9	3,1	1,6	1,7
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	2,01	2,31	2,42	2,13	2,4
	fauchée	1,93	1,28	1,06	0,83	1,18
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	1,75	1,80	2,19	1,96	2,3
	fauchée	1,82	0,96	0,99	0,75	0,7
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	1,31	1,80	1,59	1,41	1,6
	fauchée	1,55	0,64	0,57	0,68	0,57
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	0,25	0,20	0,50	0,53	0,8
	fauchée	0,30	0,35	0,35	0,35	0,36
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	0,20	0,20	0,50	0,28	0,4
	fauchée	0,25	0,35	0,35	0,31	0,36
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	0,20	0,20	0,50	0,12	0,4
	fauchée	0,25	0,35	0,35	0,14	0,2
surface échantillonnée (m2)	témoin	5	5	5	5	5
	fauchée	6	6	6	6	6
surface échantillonnée (%)	témoin	28	28	28	28	28
	fauchée	25	25	25	25	25

2.1.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

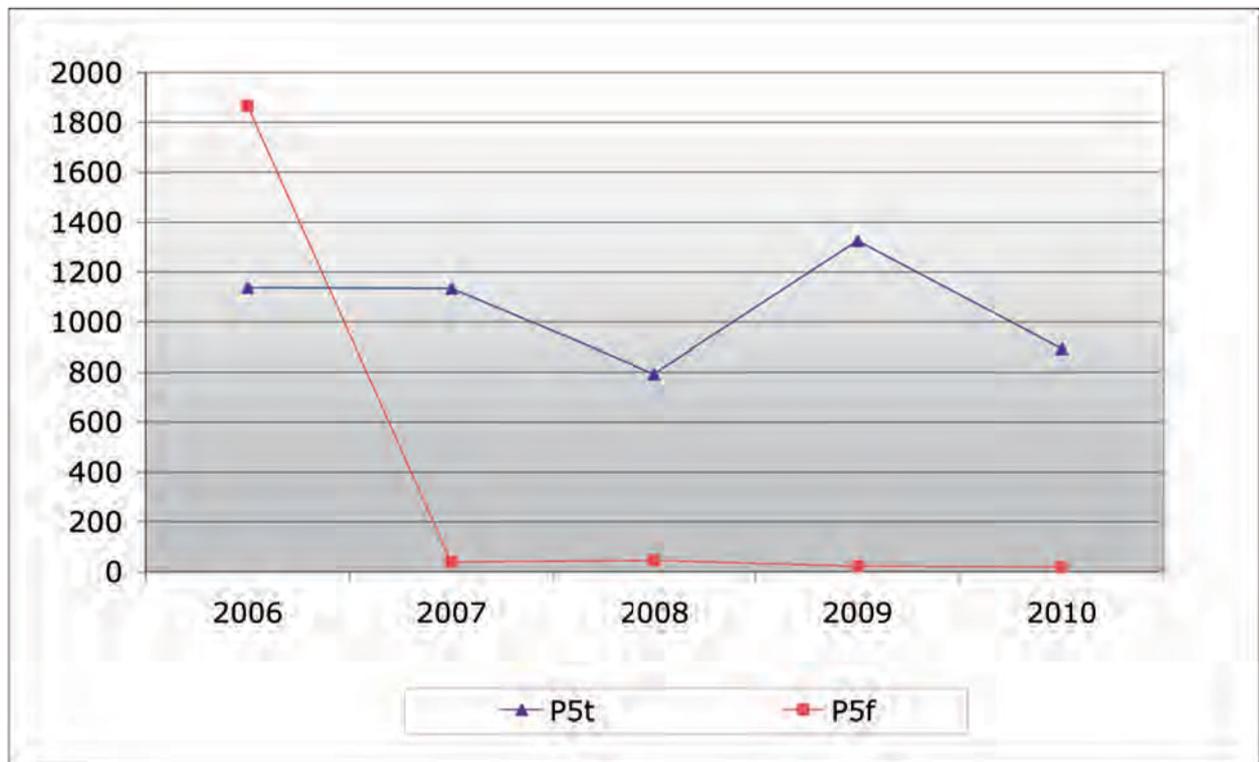
2.1.4.1 Effectifs de tiges



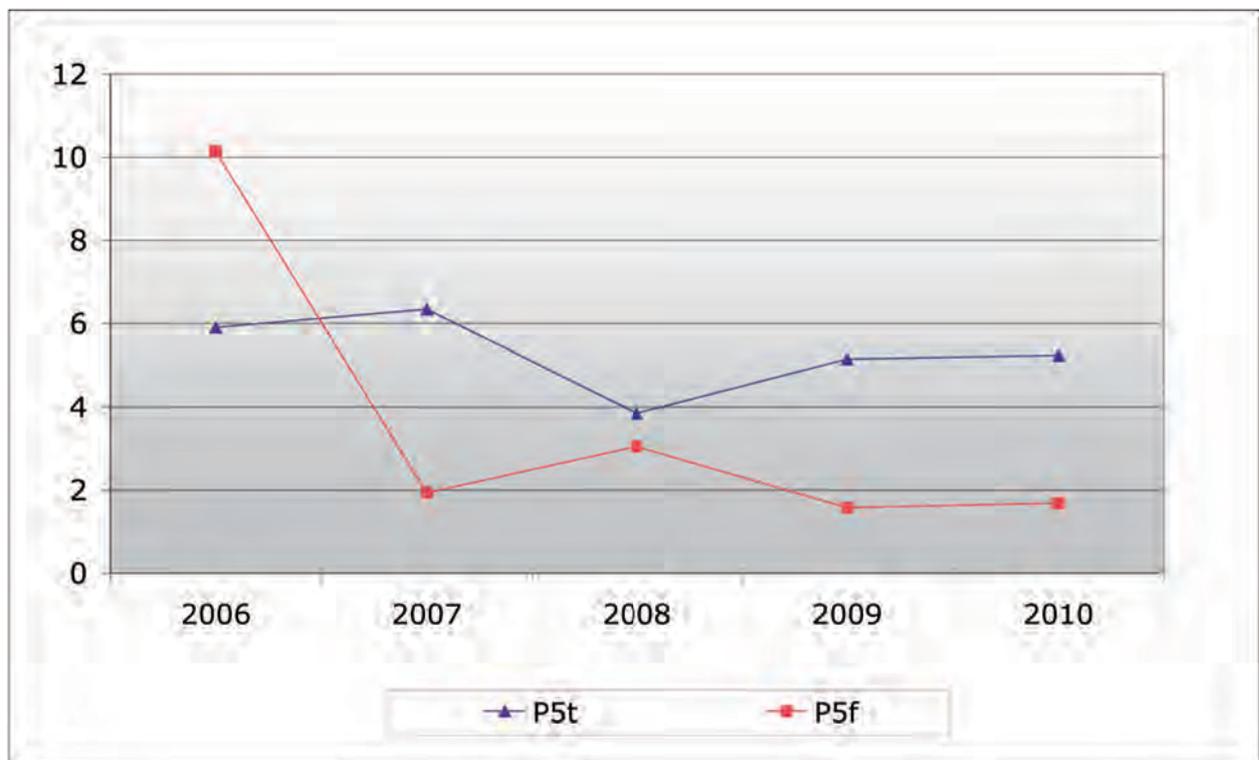
2.1.4.2 Ratio de fertilité



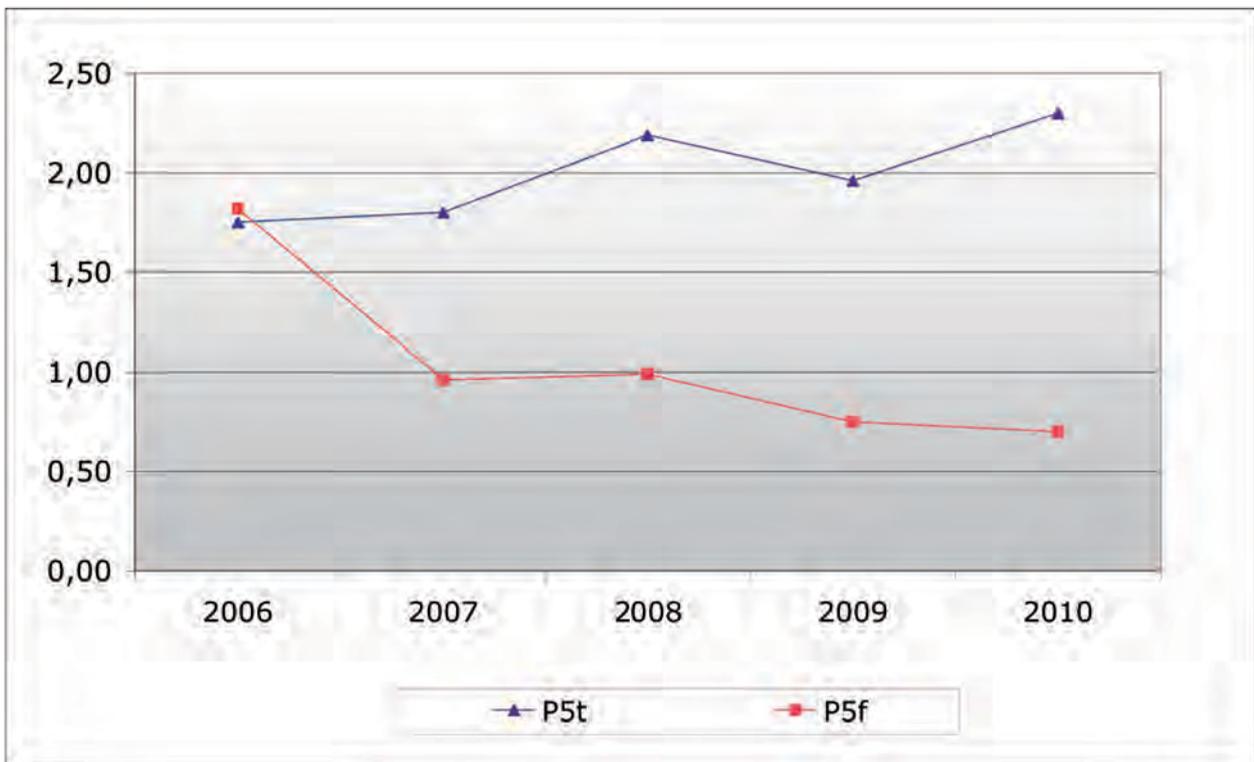
2.1.4.3 Effectifs de capitules



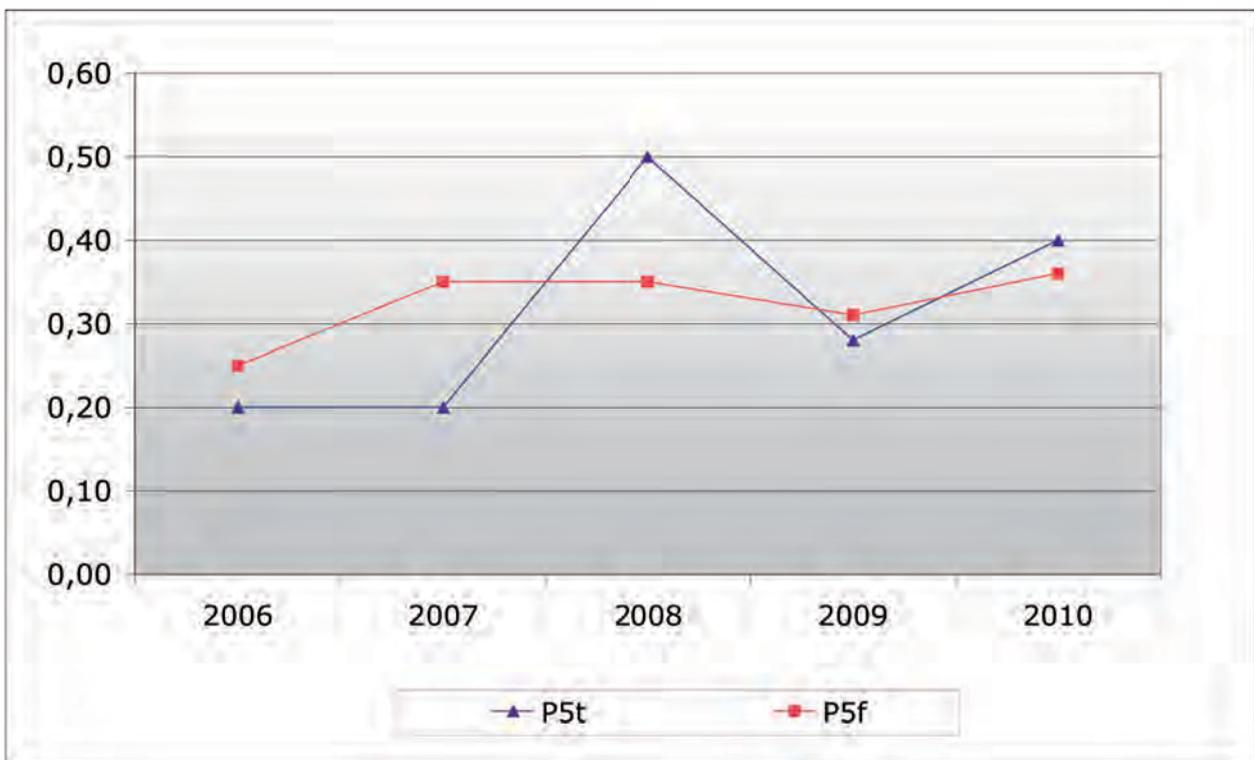
2.1.4.4 Indice de vitalité



2.1.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles



2.1.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles



2.2 Placettes n°6

2.2.1 Relevés floristiques

	exclos		carré fauché et pâturé		carré arraché et pâturé	
	2006	2010	2006	2010	2006	2010
	24	24	9	9	16	16
surface h (m²)	24	24	9	9	16	16
nb taxons	17	21	13	22	20	27
Synusie herbacée						
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2	3	2	2	1	.
Espces des Molinio caeruleae - Juncetea acutiflori						
<i>Caltha palustris</i>	.	1	.	1	.	2
<i>Cirsium palustre</i>	1	1	.	1	1	1
<i>Juncus effusus</i>	1	1	.	1	.	2
<i>Lotus pedunculatus</i>	2	2	.	1	1	3
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	1	.	1	1	2
<i>Juncus acutiflorus</i>	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	1
<i>Agrostis canina</i>	1
Espces des Phragmito australis - Magnocaricetea elatae						
<i>Carex acutiformis</i>	9	8	9	7	.	1
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	1	2	1	1
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	.	1	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>	1	1	.	.	1	1
subsp. <i>europaeus</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	1	.	1	.	.
<i>Scutellaria galericulata</i>	.	1	.	.	1	.
<i>Senecio paludosus</i>	.	1
<i>Thysselinum palustre</i>	1	1	1	.	1	1
Espces des Agrostietea stoloniferae						
<i>Galium palustre</i>	.	1	.	1	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2	.	1	3	9	6
<i>Rumex conglomeratus</i>	.	.	.	1	1	1
<i>Achillea ptarmica</i>	.	.	.	2	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	2
<i>Mentha arvensis</i>	1	1
<i>Silene flos-cuculi</i>	.	.	.	1	.	.
subsp. <i>flos-cuculi</i>
<i>Carex hirta</i>	1
Espces des Filipendulo ulmariae - Convolvuletea sepium						
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	2	1	2	2	2
<i>Festuca gigantea</i>	2	.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	1	.	.	.	1
<i>Aster x salignus</i>	.	.	1	1	.	.
<i>Calystegia sepium</i>	.	.	1	1	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	1	1	1	.	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>	1	.	.	.	1	.
<i>Hypericum tetrapterum</i>	1	.	1	.	1	.
Espces des Arrhenatheretea elatioris						
<i>Poa trivialis</i>	.	.	.	2	.	2
<i>Rumex acetosa</i>	1
subsp. <i>acetosa</i>	1
<i>Taraxacum officinale</i>	1
<i>Trifolium repens</i>	1
subsp. <i>repens</i>	1
Espces des Scheuchzerio palustris - Caricetea fuscae						
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	.	1	1	2
<i>Equisetum palustre</i>	1
<i>Galium uliginosum</i>	1
Espces des Crataego monogynae - Prunetea spinosae						
<i>Salix cinerea</i>	1	1	1	1	2	1
<i>Frangula dodonei</i>	1	1	1	.	1	.
subsp. <i>dodonei</i>
<i>Viburnum opulus</i>	1	1
Autres espèces						
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	1
<i>Cirsium arvense</i>	1	.

2.2.2 Similarité de Steinhauss sur la strate herbacée

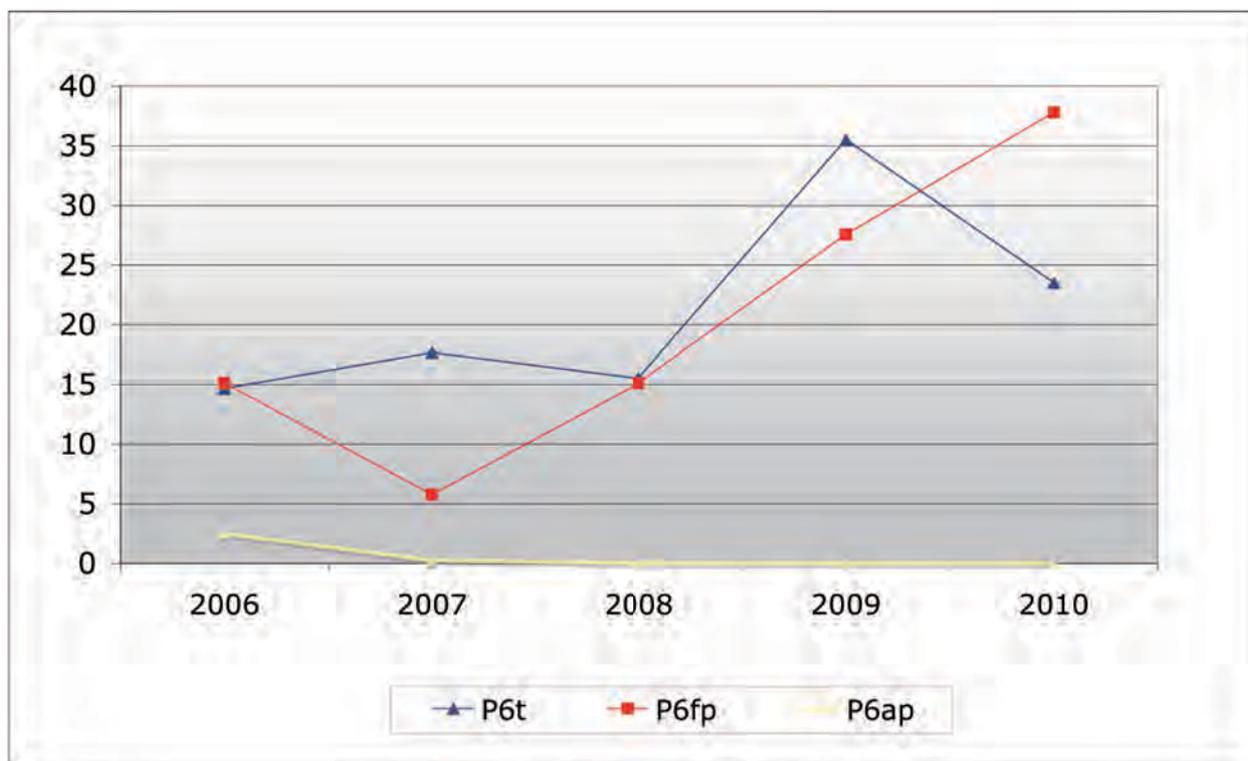
Similarité de Steinhauss		Carré fp		Carré ap		Exclos	
		2006	2010	2006	2010	2006	2010
Carré fp	2006						
	2010	0,55					
Carré ap	2006	0,31	0,41				
	2010	0,43	0,49	0,51			
Exclos	2006	0,79	0,56	0,42	0,33		
	2010	0,31	0,62	0,36	0,37	0,69	

2.2.3 Données brutes des descripteurs suivis

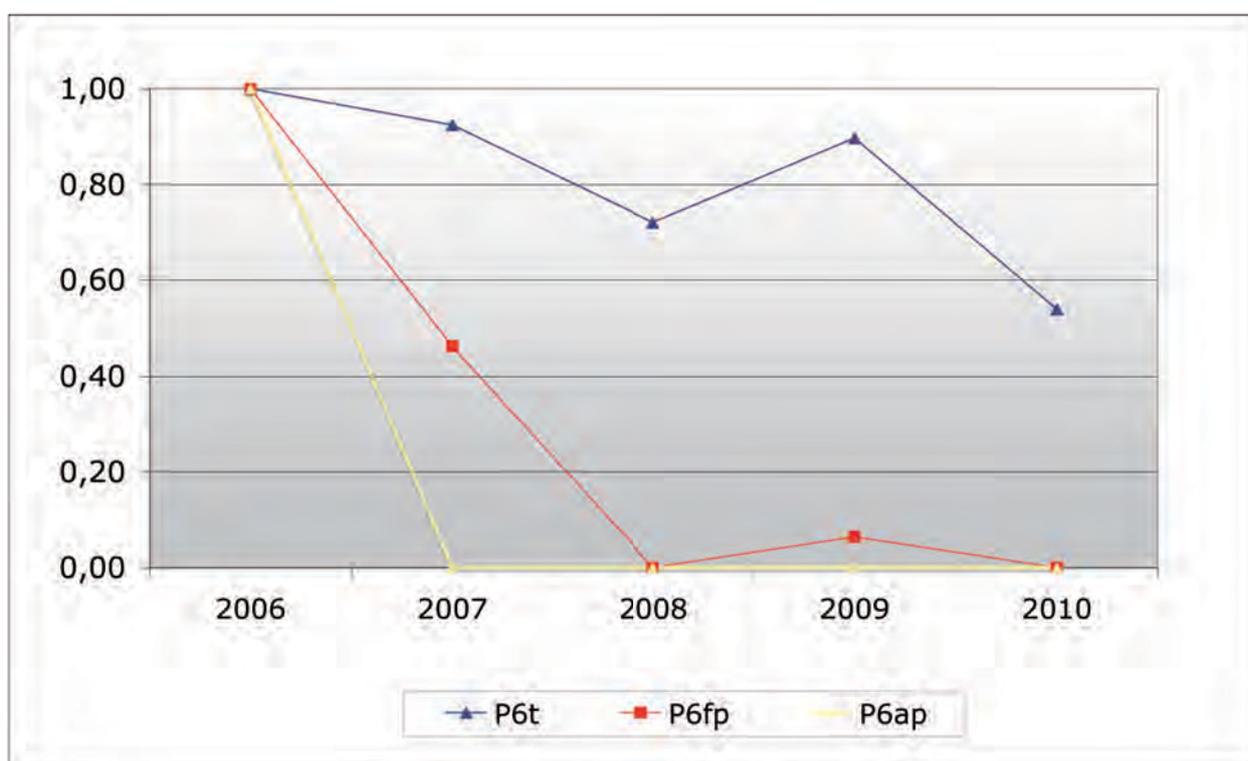
	type de placette	2006	2007	2008	2009	2010
date d'intervention		23 août	21 sept.	19 sept.	30 sept.	28 sept.
état phénologique	témoin	bouton à début fructification	pleine floraison	dissémination des graines mais tiges broutées	dissémination des graines mais tiges broutées	dissémination des graines mais tiges broutées
	fauchée et pâturée	bouton à début fructification	pleine floraison	juvénile (rosette)	juvénile (rosette) et dissémination des graines	juvénile (rosette) et dissémination des graines
	arrachée et pâturée	bouton à début fructification	juvénile (rosette)	-	-	-
nombre de tiges	témoin	88	106	93	213	141
	fauchée et pâturée	34	13	34	62	85
	arrachée et pâturée	10	1	0	0	0
nombre de tiges fertiles	témoin	88	98	67	191	76
	fauchée et pâturée	34	6	0	4	0
	arrachée et pâturée	10	0	0	0	0
nombre de tiges stériles	témoin	0	8	26	22	65
	fauchée et pâturée	0	5	34	58	85
	arrachée et pâturée	0	1	0	0	0
ratio de fertilité	témoin	1,0	0,9	0,7	0,9	0,5
	fauchée et pâturée	1,0	0,5	0,0	0,1	0,0
	arrachée et pâturée	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
nombre de capitules	témoin	439	230	242	823	430
	fauchée et pâturée	314	6	0	10	0
	arrachée et pâturée	40	0	0	0	0
indice de vitalité	témoin	5,0	2,3	3,6	4,3	5,7
	fauchée et pâturée	9,2	1,0	0,0	2,5	0,0
	arrachée et pâturée	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hauteur maximale des tiges fertiles (m)	témoin	1,02	1,03	1,77	1,87	1,73
	fauchée et pâturée	1,28	0,75	0	1,02	0
	arrachée et pâturée	0,98	0	0	0	0
hauteur moyenne des tiges fertiles (m)	témoin	0,72	0,95	1,09	1,22	1,25
	fauchée et pâturée	1,25	0,66	0	0,92	0
	arrachée et pâturée	0,75	0	0	0	0
hauteur minimale des tiges fertiles (m)	témoin	0,44	0,82	0,66	1,15	0,77
	fauchée et pâturée	0,77	0,25	0	0,85	0
	arrachée et pâturée	0,45	0	0	0	0
hauteur maximale des tiges stériles (m)	témoin	0	0,87	0,79	0,4	0,65
	fauchée et pâturée	0	0,65	0,12	0,16	0,12
	arrachée et pâturée	0	0,2	0	0	0
hauteur moyenne des tiges stériles (m)	témoin	0	0,63	0,54	0,4	0,46
	fauchée et pâturée	0	0,57	0,1	0,15	0,1
	arrachée et pâturée	0	0,2	0	0	0
hauteur minimale des tiges stériles (m)	témoin	0	0,37	0,32	0,4	0,34
	fauchée et pâturée	0	0,25	0,03	0,05	0,05
	arrachée et pâturée	0	0,2	0	0	0
surface échantillonnée (m²)	témoin	24	24	24	24	24
	fauchée et pâturée	9	9	9	9	9
	arrachée et pâturée	16	16	16	16	16
surface échantillonnée (%)	témoin	100	100	100	100	100
	fauchée et pâturée	100	100	100	100	100
	arrachée et pâturée	100	100	100	100	100

2.2.4 Courbes de tendance des descripteurs suivis

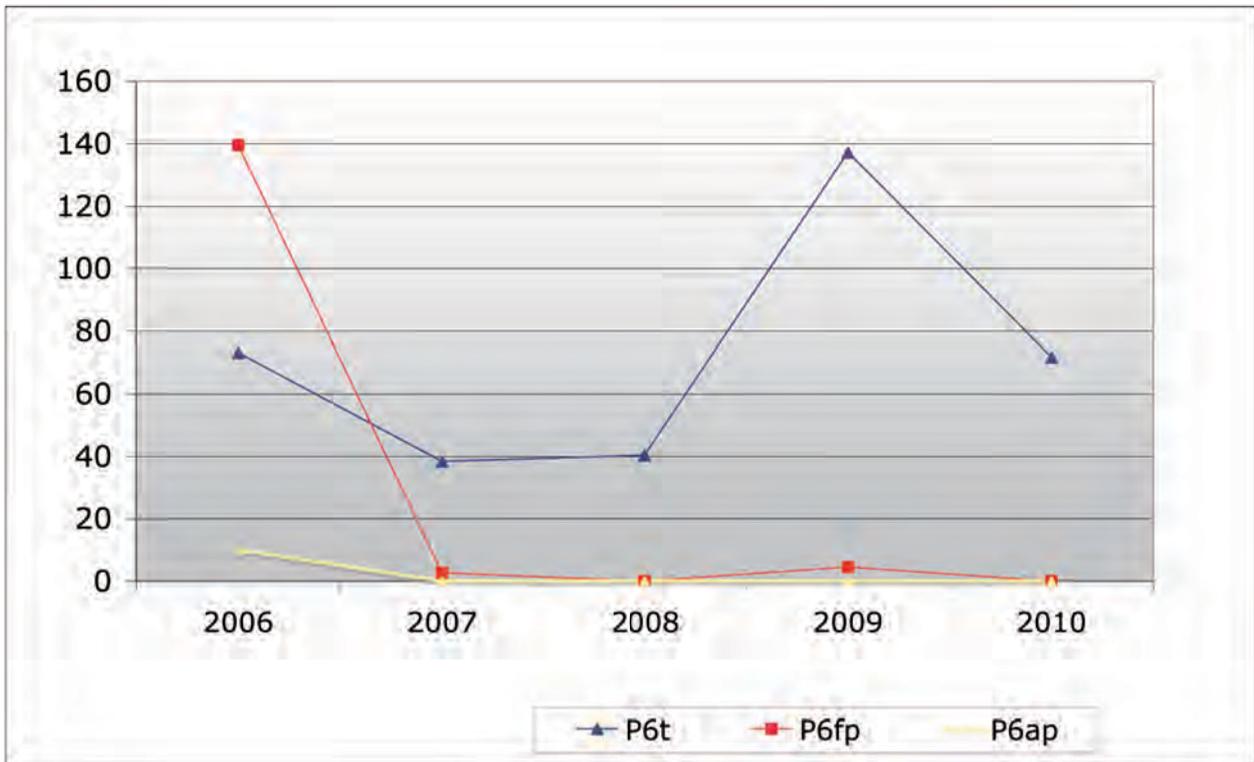
2.2.4.1 Effectifs de tiges



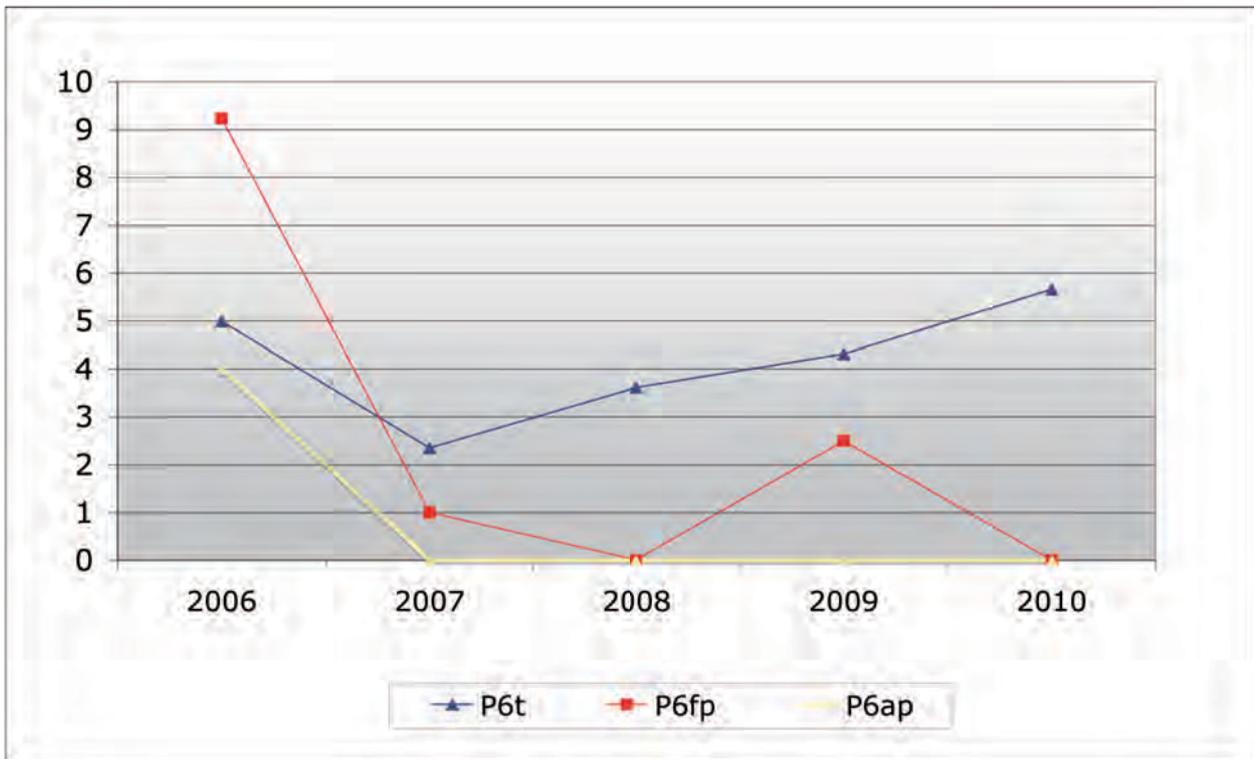
2.2.4.2 Ratio de fertilité



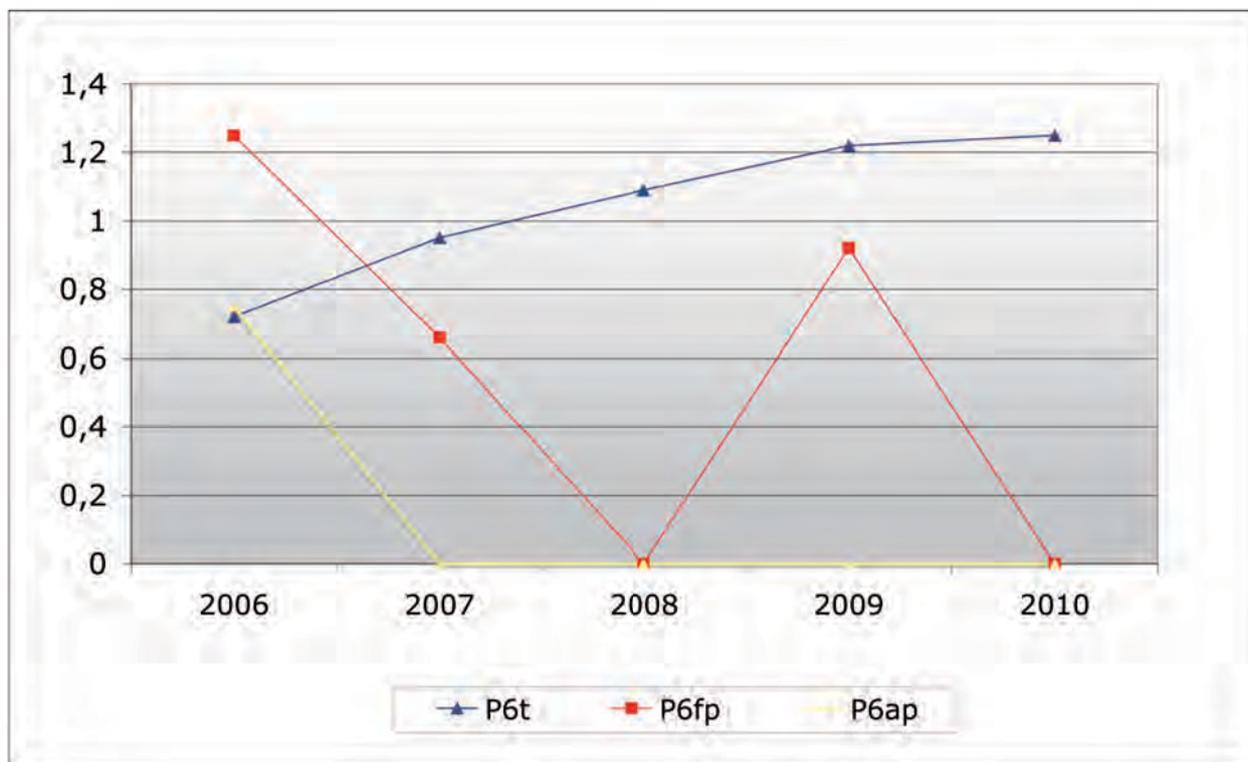
2.2.4.3 Effectifs de capitules



2.2.4.4 Indice de vitalité



2.2.4.5 Hauteur moyenne des tiges fertiles



2.2.4.6 Hauteur moyenne des tiges stériles

