



ETUDE DE LA TRAME TURQUOISE DES MARAIS DE LA VALLEE DES BAUX



Etude réalisée par :

A Rocha France

Mas Mireille, 3000 Chemin de Barbegal à l'Ilon

13280 RAPHELE-LES-ARLES

Mas.mireille@arocha.org

Siret : 44095088900038

Rapport remis en juin 2023

Coordination :

Timothée SCHWARTZ : Docteur en écologie, ingénieur forestier.

Auteurs :

Timothée SCHWARTZ, Matisse BAROUH, Laura TEMPLE, Laura GRANICZ, Jeanne FORCADE, Mar SANCHEZ et César GARCIA

Maitrise d'ouvrage :

Parc Naturel Régional des Alpilles

Jean-Michel Pirastru : Chargé de mission biodiversité

Citation recommandée :

Timothée SCHWARTZ, Matisse BAROUH, Laura TEMPLE, Laura GRANICZ, Jeanne FORCADE, Mar SANCHEZ et César GARCIA, 2023. *Etude de la trame turquoise des Marais de la vallée des Baux*. Rapport d'étude. A Rocha France, 166p.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	4
Chapitre 1 : Etat des lieux des populations des chiroptères et des connectivités les concernant au sein des marais de la Vallée des Baux	5
1.1 Résumé	5
1.2 Introduction	5
1.3 Matériels et Méthodes	6
1.3.1 Site d'étude	6
1.3.2 Présentation du modèle biologique	8
1.3.3 DéTECTEURS d'ultrasons.....	9
1.3.4 Analyse des fichiers sonores	10
1.3.5 Analyse des données	12
1.3.6 Cartographies réalisées pour nos modèles biologiques.....	14
1.4 Résultats	16
1.4.1 Richesse spécifique.....	16
1.4.2 Activité chiroptérologique	19
1.4.3 La Connectivité des territoires entre les réservoirs de biodiversité	21
1.4.4 Modélisation des facteurs influençant la présence des espèces sur la zone d'étude	27
1.5 Discussion	28
1.5.1 La diversité spécifique des chiroptères de la Vallée des Baux.....	28
1.5.2 Les espèces liées à la trame turquoise	29
1.5.3 Recommandations en termes d'aménagement et de conservation des habitats.....	30
1.5.4 Limites de l'étude	31
1.6 Conclusion	32
1.7 Bibliographie :	32
Chapitre 2 : Etat des lieux des populations de pics (pic vert, pic épeiche et pic épeichette) et des connectivités les concernant au sein des marais de la Vallée des Baux	38
2.1 Résumé	38
2.2 Introduction	38
2.3 Matériel et méthodes	38
2.3.1 Site d'étude	38
2.3.2 Modèles biologiques.....	39
2.3.3 État des lieux des populations de picidés de la vallée des Baux.....	40
2.3.4 Analyses statistiques	41
2.3.5 Connectivité entre les réservoirs de biodiversité	43
2.4 Résultats	46
2.4.1 Etats des lieux des populations.....	46
2.4.2 Influences de l'environnement sur la présence et l'abondance des pics	48
2.4.3 Connectivité entre les réservoirs de biodiversité des pics	62
2.5 Discussion	64
2.5.1 Etat des lieux des populations de picidés dans la vallée des Baux	64

2.5.2	Connectivité et fonctionnalité de la Trame turquoise	65
2.6	Conclusions.....	66
2.7	Bibliographie.....	67
Chapitre 3 : Etat des lieux des populations de deux mammifères semi-aquatiques (Campagnol amphibie et Castor d’Eurasie) et des connectivités les concernant au sein des marais de la Vallée des Baux.....		72
3.1	Résumé.....	72
3.2	Introduction.....	72
3.3	Matériels et méthodes.....	73
3.3.1	Modèles d’étude	73
3.3.2	Protocoles de terrain	74
3.3.3	Analyse des données	75
3.4	Résultats.....	80
3.4.1	Cartographie de la connectivité	80
3.4.2	Modélisation des facteurs influençant la présence du Campagnol amphibie	85
3.4.3	Analyse et préconisations de gestion.....	86
3.5	Conclusion	97
3.6	Bibliographie.....	97
Chapitre 4 : Synthèse des résultats et définition de la trame turquoise des marais des Baux.		99
4.1	Analyse de fonctionnalité.....	100
4.1.1	Fonctionnalité du réseau de haies des marais des Baux.....	100
4.1.2	Fonctionnalité du réseau de zones humides des marais des Baux.....	101
4.1.3	Fonctionnalité du réseau de canaux des marais des Baux	102
4.1.4	Fonctionnalité du réseau de milieux herbacés humides des marais des Baux	103
4.1.5	Fonctionnalité du réseau de ripisylves des marais des Baux.....	104
4.2	Préconisations de gestion	105
4.2.1	Manques de connaissance à combler	105
4.2.2	Réseau de haies des marais des Baux	1077
4.2.3	Réseau de zones humides des marais des Baux	110
4.2.4	Fonctionnalité du réseau de canaux des marais des Baux	1133
4.2.5	Fonctionnalité du réseau de milieux herbacés humides des marais des Baux	1155
4.2.6	Fonctionnalité du réseau de ripisylves des marais des Baux.....	1189
4.3	Synthèse : Trame turquoise des marais des Baux	1222
ANNEXES.....		1233
Annexes DU CHAPITRE 1		1233
Annexes DU CHAPITRE 2		1388
Annexes DU CHAPITRE 3		1477

La destruction et la fragmentation des habitats font partie des principales causes de l'érosion actuelle de la biodiversité (Torres *et al.*, 2016). En effet, ces phénomènes entravent fortement les dispersions de la faune et la flore (Baguette *et al.*, 2003, Ritchie *et al.*, 2009). La fragmentation des habitats affecte également la reproduction des espèces (Stephens *et al.*, 2003), engendre de la mortalité directe par collisions (Morelle *et al.*, 2016), à long terme, agit sur le brassage génétique entre les populations (Lienert, 2004), et renforce l'impact des dérèglements climatiques sur la biodiversité (Heller & Zavalera, 2009). La fragmentation des paysages se traduit à la fois par le morcellement, l'isolation et la diminution de la surface des habitats naturels et par la modification de la connectivité entre les patchs d'habitats (Janin, 2011). Les principales causes sont l'intensification de l'agriculture (Stoate *et al.*, 2001), le développement urbain (Fahrig, 2003), l'augmentation des infrastructures et du maillage des voies de communication (Turner, 1996, Brooks, 2009). Afin de lutter contre ces phénomènes, l'identification, la mise en place, l'amélioration ou la restauration des réseaux écologiques, c'est-à-dire le maillage entre les différents réservoirs de biodiversité permettant la circulation et la survie des populations, sont largement préconisés par la communauté scientifique (Jongman, 1995, Opdam *et al.*, 2006).

En France, depuis le Grenelle de l'environnement de 2007, le ministère de l'environnement pilote une politique destinée précisément à lutter contre la destruction et la fragmentation des habitats naturels résultant d'activités anthropiques : la Trame Verte et Bleue (TVB) (Locquet & Clauzel, 2018). Cette politique publique cherche à mieux prendre en compte les enjeux de biodiversité dans l'aménagement du territoire en s'appuyant sur la notion de continuité écologique (Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, Grenelle II). Les continuités écologiques sont constituées de l'ensemble des réservoirs de biodiversité (noyaux) et des corridors écologiques permettant aux espèces de circuler, s'alimenter, se reproduire et ainsi assurer leur cycle de vie (Allag-Dhuisme, *et al.*, 2010, Amsallem *et al.*, 2010). Cette politique vise ainsi à améliorer la connectivité paysagère, c'est-à-dire le degré selon lequel les éléments du paysage facilitent ou bloquent la circulation des espèces entre les habitats en créant un réseau écologique viable (Bennett, 1991, Taylor *et al.*, 1993, Burel & Baudry, 1999). La connectivité paysagère dépend donc autant de la structure et de l'organisation spatiale de l'habitat que de la façon dont les espèces interagissent avec cet environnement (Taylor *et al.*, 1993, Calabrese & Fagan, 2004).

Dans cette même volonté de reconnecter les patchs d'habitats fragmentés sont nées différentes trames comme la trame noire (biodiversité nocturne), brune (sol), olfactive, aérienne, blanche (son), bleue marine (fonds marins) et enfin la trame turquoise (Sordello, 2017). Cette dernière vise spécifiquement à la préservation des espèces dont le cycle dépend à la fois des milieux aquatiques et humides (trame bleue) et des milieux terrestres, plus secs (trame verte), tels que les amphibiens, les libellules, les papillons, les oiseaux ou encore les mammifères. La trame turquoise se compose ainsi d'espaces naturels secs et humides, reliés par des infrastructures agroécologiques comme des mares, des haies et des ripisylves (végétation en bord de cours d'eau) (Chevalier *et al.*, 2020). L'étudier et la connaître permet ainsi d'améliorer la connectivité pour les espèces qui en sont dépendantes.

Dans le sud de la France, la Vallée des Baux, champs d'expansion des crues du Rhône, présente une grande densité d'habitats typiques de la trame turquoise tels que les canaux, les zones humides et les ripisylves. Cependant, la fonctionnalité du réseau ainsi constitué pour la biodiversité locale reste méconnue. C'est dans cet optique que le Parc Naturel Régional des Alpilles souhaite mieux connaître et améliorer la fonctionnalité de la trame turquoise sur ce territoire en s'appuyant sur l'étude de différents groupes taxonomiques fortement dépendants de cette trame tels que les picidés, les chiroptères et les mammifères semi-aquatiques. La finalité de ces études est de définir la trame turquoise du territoire de la vallée des Baux afin de pouvoir identifier les mesures de gestion permettant de la restaurer ou de la préserver.

CHAPITRE 1

ETAT DES LIEUX DES POPULATIONS DES CHIROPTERES ET DES CONNECTIVITES LES CONCERNANT AU SEIN DES MARAIS DE LA VALLEE DES BAUX

Auteurs : Matisse Barouh, Laura Granicz et Timothée Schwartz

1.1 RESUME :

Les marais des baux, site Natura 2000, labélisés MAB et champs d'expansion des crues du Rhône présente plusieurs éléments de continuités écologiques mêlant milieux aquatiques et milieux terrestres caractéristiques des « trames turquoises ». L'objectif de l'étude était de contribuer à la cartographie de la trame turquoise du territoire ainsi que de proposer des préconisations de gestion pour les pratiques hydrauliques, les pratiques agricoles et les pratiques ayant trait à la végétation et les abords des canaux et ripisylves. Les chiroptères constituent potentiellement de bons indicateurs de cette trame du fait de l'utilisation par certaines espèces des linéaires boisés et aquatiques comme corridors ainsi que de l'attractivité des zones humides comme territoire de chasse. Nous avons étudié la composition spécifique et l'activité des chiroptères au moyen d'outils d'enregistrements acoustiques déployées au cours des périodes estivales (Juin-Juillet) et automnales (fin Août-Septembre-début Octobre) sur neuf et treize sites des marais des Baux par période, respectivement, en effectuant des sessions d'écoute de trois nuits consécutives sur chacune des périodes. Nous avons ensuite modélisé et cartographié les aires potentielles de dispersion des chiroptères sur la zone d'étude.

Un total d'au moins 19 espèces de chiroptères a ainsi pu être identifié, y compris des espèces typiques de la trame turquoise, liées à la mosaïque de milieux aquatiques et terrestres. Parmi ces espèces spécialistes, nous en avons sélectionné six pour modéliser les connectivités et la fonctionnalité de la trame turquoise. Nous avons comparé les aires potentielles de dispersions de ces espèces. Nos résultats confirment l'importance des différents linéaires aquatiques des marais des Baux pour les déplacements de *Myotis emarginatus*, *Myotis daubentonii*, *Myotis capaccinii* et *Pipistrellus pygmaeus*. *Rhinolophus ferrumequinum* et *Eptesicus serotinus* utilisent une plus grande variabilité des habitats et sont donc de mauvais indicateurs des espaces liés à la trame turquoise.

La préservation des cours d'eau et des canaux qui parcourent les marais des Baux ainsi que les ripisylves qui leurs sont associées sont les principales actions à mettre en œuvre pour préserver la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour les chiroptères. Des mesures complémentaires pourraient inclure la création de mares, de haies, de chiroptéroducts judicieusement installés ainsi que l'orientation de l'agriculture vers un modèle d'agriculture biologique.

1.2 INTRODUCTION

Plusieurs travaux ont décrit des comportements de chasse de nombreuses espèces de Chiroptères au-dessus des cours d'eau lors des périodes d'émergence des insectes aquatiques [Fukui et al., 2006]. Il est maintenant bien démontré que les milieux rivulaires des cours d'eau, telles que les ripisylves, sont des sites de chasse privilégiés car riches et abondants en insectes. Ces habitats sont d'une importance écologique et fonctionnelle essentielle pour les Chiroptères [Flaquer et al., 2009 ; Fonderflick et al., 2015]. En effet, la structure et les éléments paysagers tels que les haies, les lisières, les ripisylves, les canaux et les cours d'eau représentent un repère pour le déplacement des Chiroptères dans le paysage [Spada et al. 2008 ; Dietz et al. 2013 ; Fuentes-Montemayor et al., 2013 ; Fukui et al. 2006]. Les cours d'eau et la végétation associée représentent aussi des éléments de protection contre la prédation et le vent. De nombreuses études télémétriques et acoustiques ont ainsi montré l'importance des cours d'eau comme routes de vol entre gîtes et terrains de chasse dans des contextes agricoles et urbanisés [Arlettaz, 1999; Dietz et al., 2013].

Les ripisylves constituent un habitat clé pour les Chiroptères et revêtent une importance écologique et fonctionnelle essentielle [Krull et al., 1991; Flaquer et al., 2008 ; Flanders & Jones, 2009]. Elles sont un réservoir

de ressources alimentaires, favorisent le déplacement et offrent une bonne protection contre les prédateurs et le vent, particulièrement fort en Camargue [Vaughan et al., 1997; Fukui, 2006]. On peut citer notamment le grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) et le murin à oreilles échanquées (*Myotis emarginatus*), espèces pour lesquelles les ripisylves sont des milieux particulièrement attractifs du fait de l'abondance et de la diversité de proies disponibles [Russ & Montgomery, 2002 ; Rainho et al., 2007, Lison & Calvo, 2011]. On retrouve également le murin de daubenton dont les terrains de chasses se concentrent autour des plans et voies d'eau (Jones & Rayner, 1998; Warren et al. 2000).

La conservation des chiroptères passe avant tout par la préservation de leur habitat, et en particulier de leurs gîtes et habitats de chasse. Il faut donc mettre en évidence quels habitats favorisent la présence des différentes espèces de chauves-souris et quels facteurs environnementaux influencent la position et la taille de leurs domaines vitaux sur le territoire disponible (Vaughan et al. 1997).

Aujourd'hui la modélisation spatiale est un outil conventionnel pour comprendre la répartition d'une espèce et pour guider les gestionnaires lors des prises de décisions dans le cadre de politiques de conservation [Morris, 2003]. Les modèles d'habitats favorables (HSM, pour Habitat Suitability Models) ont pour objectif d'identifier les variables environnementales influençant la répartition d'une espèce ou d'une population [Guisan & Zimmermann, 2000 ; Hirzel et al., 2008]. Ils s'utilisent souvent dans le but d'établir des modèles de distribution d'espèces qui se veulent prédictifs et applicables à plus large échelle, notamment pour guider la mise en place de mesures de conservation [Hirzel et al., 2006; Sattler et al., 2007].

L'objectif de cette étude est de dresser un état des lieux sur l'utilisation et l'état actuel des corridors écologiques inclus dans la trame turquoise pour les espèces de chiroptères fréquentant les marais de la Vallée des Baux. La principale composante est ainsi la représentation cartographique de la trame turquoise au travers de l'activité des espèces. Les conclusions cartographiques auront pour objectif de guider les gestionnaires des marais de la Vallée des Baux afin d'identifier les priorités de restauration nécessaires à la création d'un réseau de continuités fonctionnelles reliant les réservoirs de biodiversité.

1.3 MATERIELS ET METHODES

1.3.1 SITE D'ETUDE

La zone d'étude est la Vallée des Baux (5360 hectares). Cette vallée se situe au sein du bassin versant Sud des Alpilles, en Provence, au Sud de la France. Il se compose de trois entités du Nord au Sud, avec le massif calcaire des Alpilles au Nord et ses fortes pentes, le piémont caractérisé par des pentes plus modestes et enfin la Vallée des Baux au Sud, réceptacle naturel des eaux du bassin versant. La Vallée des Baux est une dépression géologique qui sépare la plaine de Crau au Sud du massif des Alpilles au Nord s'étendant sur environ 30km à l'Est de la ville d'Arles (figure 1). C'est un territoire plat, entouré de collines, dont l'altitude en son cœur avoisine celle de la mer où l'on retrouve d'ailleurs une zone humide relictuelle, témoignant de l'ancien marais des Baux. En grande partie asséché, cet ancien marais est aujourd'hui occupé par des grandes cultures et des herbages.

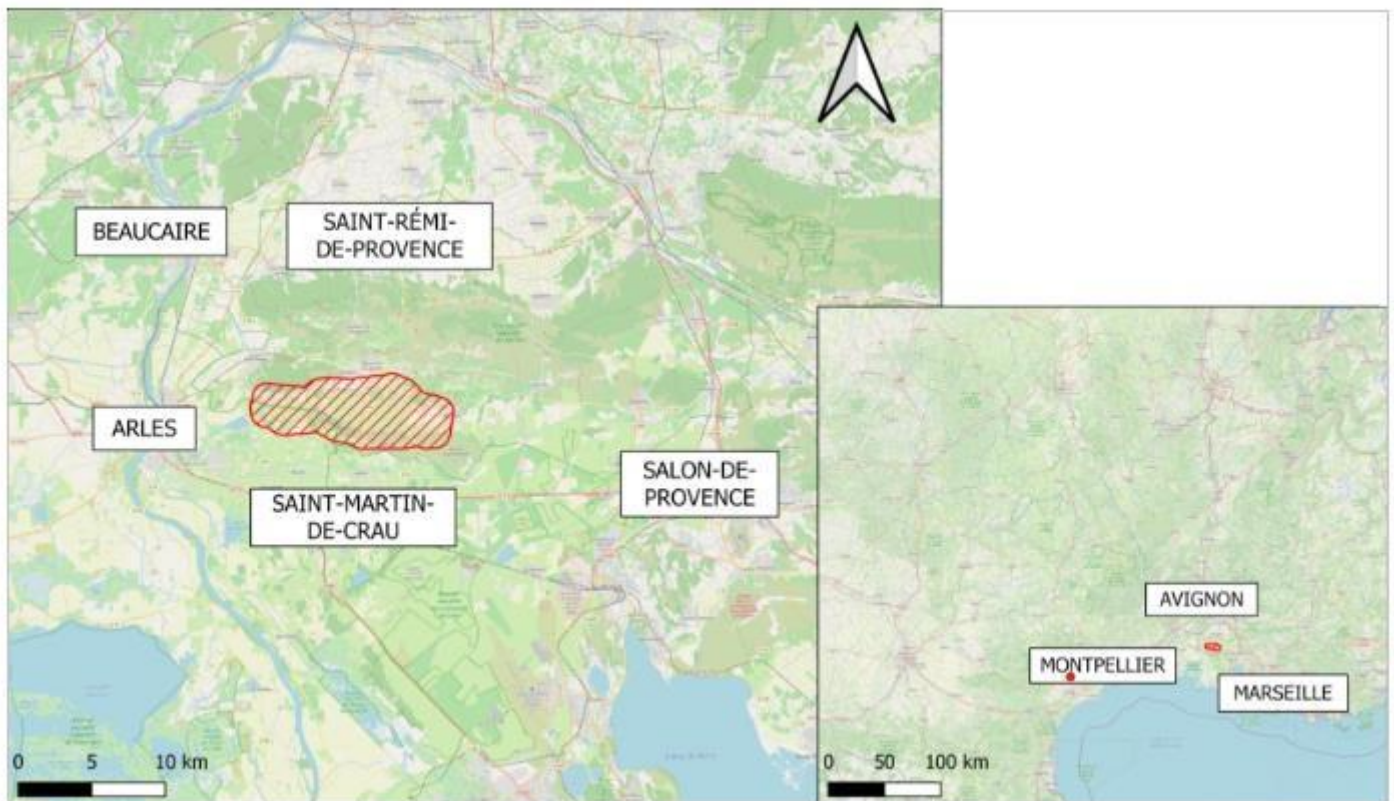


Figure 1 : Localisation des marais des Baux (en rouge)

En lien avec son assèchement mené depuis le 19^{ème} siècle, les marais des Baux sont parcourus d'un dense réseau de canaux de drainage donc certains sont bordés de ripisylves. Ces éléments typiques de la trame turquoise constituent des couloirs potentiels de déplacement importants pour les espèces de chiroptères.

Les marais des Baux sont également situés à l'interface avec deux sites d'importance prioritaire pour la conservation des chiroptères en Provence : le massif des Alpilles qui recèle de nombreuses colonies utilisant les mines/carrières abandonnées pendant l'hiver, ainsi que la Camargue qui accueille de nombreuses espèces au cours de la période de reproduction estivale (Figure 2) (Life+ChiroMed, 2010-2014).

La zone d'étude considérée dans cette étude est constituée par la dépression des marais des Baux, située à une altitude entre -1m et 2m NGF environ, et qui s'étend du lieudit Barbegal à l'ouest, aux abords du village de Mouriès à l'est, et de la costière de Crau au sud aux rochers de la Pène au Nord. Nous y avons ajouté une zone tampon d'1km de large.

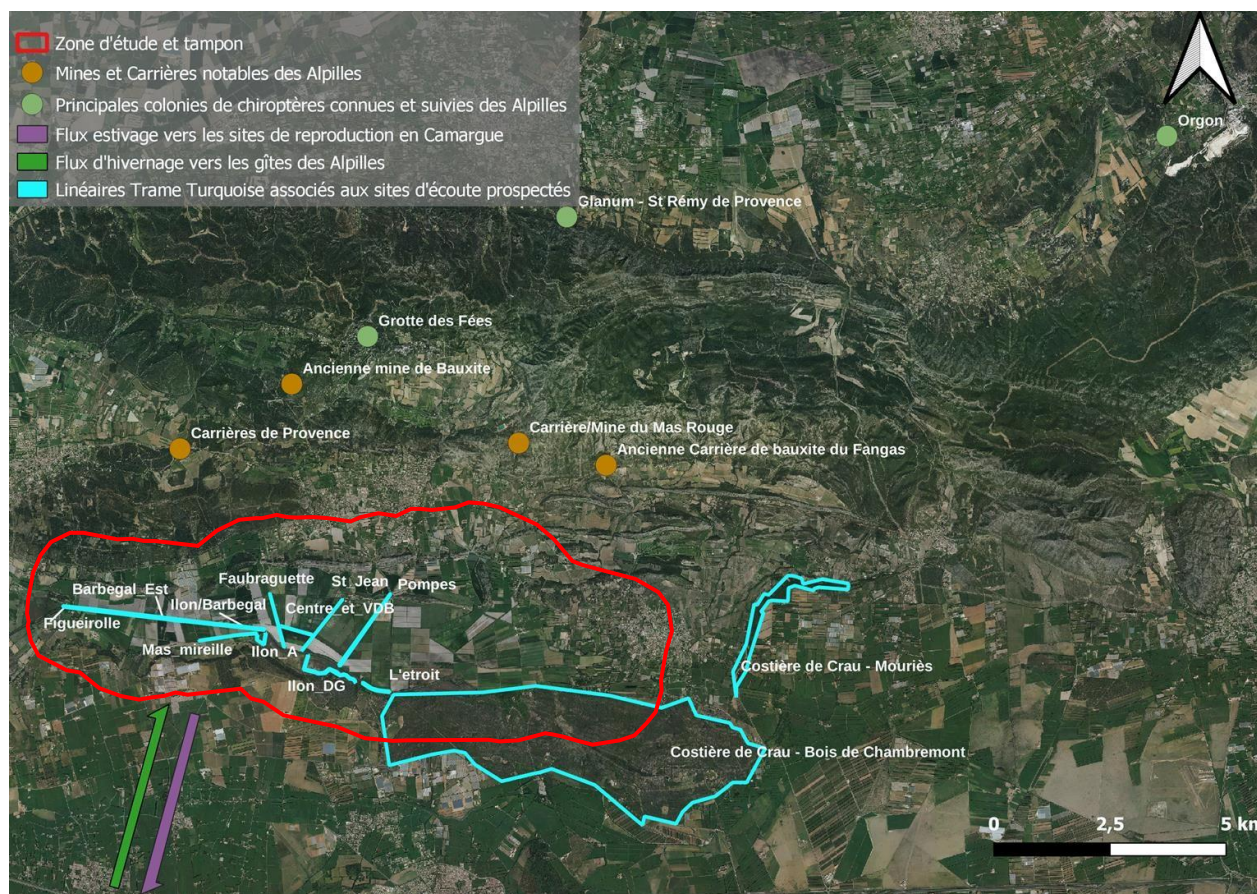


Figure 2 : Localisation des principaux corridors écologiques potentiels de la vallée des Baux liés à la trame turquoise en lien avec les colonies de chiroptères du massif des Alpilles et les sites de reproduction de Camargue.

1.3.2 PRESENTATION DU MODELE BIOLOGIQUE

1.3.2.1 GENERALITES SUR LES CHIROPTERES

Les chiroptères sont l'un des plus anciens ordres de mammifères et probablement le plus diversifié du point de vue des adaptations physiologiques et comportementales, ce qui leur a permis de conquérir tous les écosystèmes, à l'exception des régions polaires (Kunz & Fenton, 2005). Avec plus de 1100 espèces à travers le monde (Kunz & Fenton, 2005), les chiroptères sont, après les rongeurs, le second ordre de mammifères en termes de diversité d'espèces (Stevens et al., 2006).

Les 43 espèces européennes actuellement connues utilisent une large gamme d'habitats de chasse et de gîtes, et sont capables de se déplacer sur de grandes distances pour rejoindre leurs habitats préférés (Russo et al., 2010). Certaines espèces sont migratrices et les espèces sédentaires changent souvent de gîtes et d'habitats entre les périodes d'hibernation et de reproduction (Russo et al., 2010). Ces changements d'habitats qui surviennent à différentes échelles spatiales et temporelles en font des espèces qui peuvent être qualifiées de « multi-habitats » (Burel & Baudry, 1999). Certaines espèces préfèrent davantage chasser le long des lisières boisées qui constituent des zones de vol sans obstacle et présentent une importante quantité d'insectes (Morris et al. 2010).

1.3.2.1.1 LE PRINCIPE DE L'ÉCHOLOCATION

Chauve-souris sérotine

Serotine bat

Eptesicus serotinus

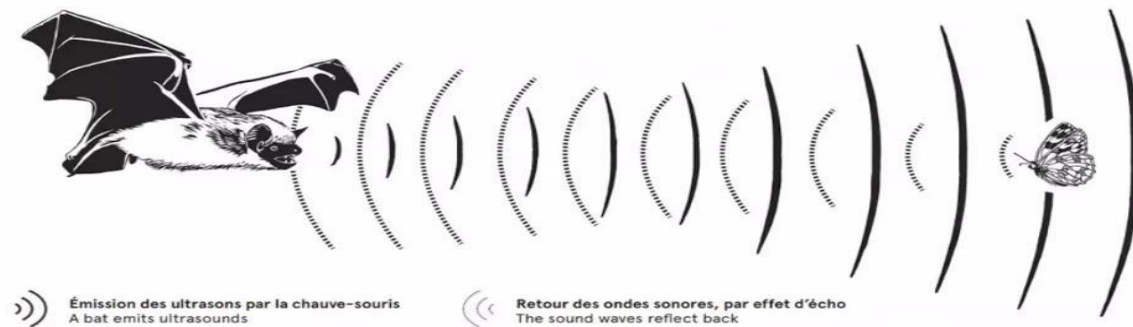


Figure 3 : Schéma illustré du fonctionnement de l'écholocation chez la chauve-souris (MNHN-Sophie Fernandez)

Le principe de l'écholocation consiste à émettre des signaux ultrasonores et d'analyser l'écho en retour des sons qui butent sur des obstacles pour se construire une image mentale en trois dimensions (Annexe 3 et 4). Le cerveau est capable de décoder la distance de l'obstacle qui a réverbéré les ultrasons, la vitesse et les mouvements (pour une proie) et l'azimut, donc la direction. Il réussit aussi à faire abstraction du bruit de fond permanent autour d'elles y compris le bruit des battements d'ailes (Veselka et al., 2010).

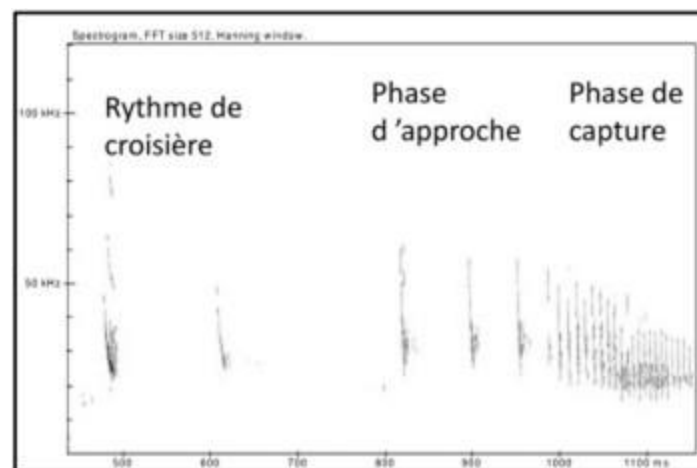


Figure 4 : Les différents rythmes d'émissions d'ultrasons chez les chiroptères (Flippo A. 2018)

En phase de capture cette importante quantité de signaux très rapprochés est appelé un « Buzz ». Un autre type est rencontré il s'agit des cris sociaux. Ceux-ci sont basés sur des émissions à de plus basses fréquences que celles utilisées pour l'écholocation. Différents types de cris sociaux ont été mis en évidence : contexte de lutte ou de conflits entre individus, cris de détresse, la communication entre individus, contexte reproductif, repousse des individus étrangers d'un territoire de chasse.

1.3.3 DETECTEURS D'ULTRASONS

Les sites d'écoute choisis pour disposer le matériel d'enregistrement sont au nombre de 9 en été et 13 en automne et répartis au sein des marais des Baux et en périphérie (Figures 6 et 7). Les localisations précises ont été choisies empiriquement comme étant des zones d'activités soupçonnées importantes des chiroptères. Il s'agit des principaux linéaires aquatiques et/ou arborés parcourant la Vallée des Baux comme représentés sur la figure 2.

Les détecteurs à ultrason qui ont été mis à disposition dans cette étude pour le recensement sur des

points fixes sont de type SM4. Ces enregistreurs automatiques de la marque Song Meter®, développés et mis sur le marché par l'entreprise américaine Wildlife Acoustique, présentent des caractéristiques telles qu'avec deux cartes mémoire et des piles alcalines neuves, un déploiement typique peut enregistrer jusqu'à 650 heures sur plusieurs mois. La durée d'écoute par nuit a été réglée sur l'enregistreur automatique pour commencer 30 minutes avant le crépuscule et pour se terminer 30 minutes après l'aube.

Différents principes d'enregistrements des ultrasons existent présentant chacun des méthodes et des avantages et défauts distincts. La méthode d'expansion de temps a été préférée car elle consiste à utiliser des supports informatiques afin de digitaliser un signal et de le rejouer sous forme analogique à une vitesse plus lente pour le rendre audible.

1.3.4 ANALYSE DES FICHIERS SONORES

1.3.4.1 DETERMINATION AUTOMATIQUE

Les signaux recueillis par le détecteur sont transformés afin d'être lisibles par différents logiciels. Nous avons utilisé le logiciel Kaléidoscope Pro afin d'analyser ces signaux et de procéder à une détermination spécifique automatique des signaux enregistrés. Le logiciel attribue ainsi automatiquement à chaque enregistrement, soit un nom d'espèce lorsque le signal est reconnu, soit la mention « non-identifié » pour indiquer que l'enregistrement contient bien un son émis par un chiroptère mais que celui-ci n'a pas pu être identifié par le logiciel, soit la mention « noise » qui indique que le logiciel considère que l'enregistrement contient des sons émis par une autre chose que des chiroptères.

Cependant, comme indiqué dans la notice du logiciel, la détermination des espèces n'est pas toujours exacte. En effet, le logiciel analyse chaque cri qu'il identifie au sein de l'enregistrement et l'attribue à une espèce en le comparant à une base de données interne, avec un certain niveau d'incertitude, puis attribue à l'enregistrement l'espèce pour laquelle le plus de cris ont été attribués avec le plus faible niveau d'incertitude. Néanmoins le logiciel se trompe régulièrement et il est également possible que plusieurs espèces soient enregistrées simultanément, ce qui contribue forcément à une plus grande incertitude puisqu'une seule espèce est attribuée par enregistrement. Pour pallier à ce problème, le logiciel donne pour chaque enregistrement la proportion de cris attribués avec un fort niveau d'incertitude à l'espèce choisie ainsi que 0 à 3 espèces alternatives.

Notre objectif étant d'identifier les espèces présentes à chaque site d'écoute pour chacune des deux périodes, nous avons procédé à la vérification manuelle des identifications automatiques. Pour cela, nous avons analysé pour chaque espèce/site/période, chacun des enregistrements attribués à l'espèce donnée jusqu'à avoir validé l'identification (arrêt après au moins un enregistrement correctement attribué à l'espèce considérée).

1.3.4.2 METHODOLOGIE DE DETERMINATION MANUELLE

Les critères analysés ainsi que les méthodes de comparaisons des signaux à des signaux de référence sont issus du travail de Michel Barataud et de son livre (2020).

1.3.4.2.1 DETERMINATION VISUELLE

L'utilisation du spectrogramme va servir à rapidement distinguer plusieurs grandes catégories de signaux émis par les chiroptères. Cette première distinction permettra de grandement réduire et très rapidement les espèces à l'origine du signal étudié. Ce paramètre va donc être influencé par l'espèce émettrice, le comportement de vol et l'environnement.

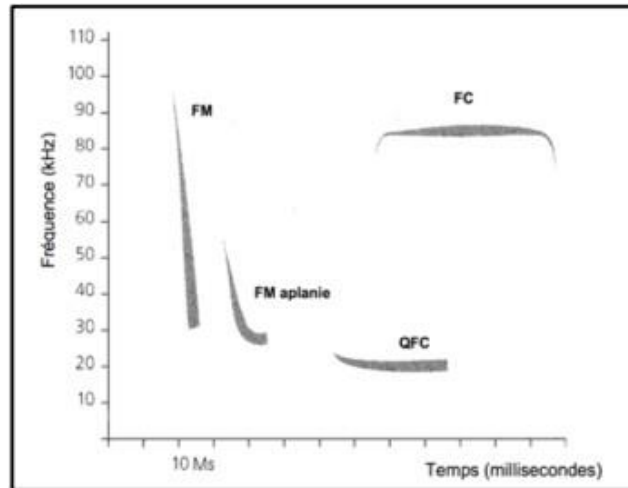


Figure 5 : Les quatre catégories de signaux ultrasons représentés en Fréquence en fonction du Temps (Russo et Jones, 2002)

Les Fréquences Constantes (FC) sont un type de signal visuellement très facile à identifier et est caractéristique de la famille des Rhinolophes (Annexe 4).

La fréquence de la partie FC et la valeur de la FME sont les seuls critères soumis à variation spécifique, le reste (durée, intervalles, Fm-montante et FM-descendante) n'est lié qu'au comportement de vol.

Les signaux QFC (Fréquence Quasi-Constante) se caractérisent par une largeur de bande de fréquence inférieure à 5kHz. Ils se caractérisent visuellement par des parties modulées très courtes ainsi qu'une plus longue portion à fréquence constante. Ils concernent principalement les noctules et les sérotines et peuvent également servir à l'identification des espèces de pipistrelles. Dans le cas de basses fréquences ces signaux peuvent aisément être confondus avec des cris sociaux. De plus dans de tels cas, les bruits de fonds et échos ont tendance à perturber l'écoute et brouiller les prises de mesures.

Les Fréquences Modulées aplanies (FMa) présentent une largeur de bande plus importante que les types précédents avec une partie initiale abrupte et se terminant par une fréquence finale quasi-constante.

Ces signaux sont caractéristiques des Pipistrelles, Noctules et Sérotines. Quelques espèces peuvent présenter des signaux à courbure purement abrupte. Mais dans ces cas-ci on constate tout de même un aplatissement terminal.

Les Fréquences Modulées abruptes (FM) sont caractérisées par les largeurs de bandes de fréquence très large sur une durée très courte. Ces ultrasons sont représentatifs de la famille des Murins. Toutes les espèces sont à un moment obligé d'utiliser des signaux comprenant au moins une composante FM lorsque les circonstances de vol les obligent à recueillir davantage d'informations.

1.3.4.2.2 DETERMINATION AUDITIVE

Bien que la programmation de la « BatBox » propose une identification automatique de l'espèce, celle-ci n'est en aucun cas suffisante. Cette identification préliminaire permet d'orienter l'identification manuelle qui se veut indispensable pour une bonne analyse de la richesse spécifique réelle.

Cette détermination auditive se fait par la distinction des timbres sifflés ou nasillard pour les signaux FM (Fréquence Modulée) et la répartition de l'énergie dans le signal particulièrement indispensable pour l'identification des espèces de murins (amorce explosive, claquement final ou absence de pics d'énergie).

1.3.4.2.3 DETERMINATION NUMERIQUE

L'utilisation du logiciel Kaléidoscope associée aux clés d'identification (Barataud, 2020) nous a permis de mesurer sur les signaux ultrasonores les valeurs des paramètres essentiels à la détermination spécifique des chiroptères à savoir : La largeur de la bande de fréquence, la hauteur de la bande de fréquence, la durée des signaux, le rythme, les fréquences initiales et finales et la fréquence du maximum d'énergie. Il a été possible de replacer le signal mesuré dans différents graphiques fournis par Michel Barataud afin de comparer notre point d'écoute au nuage de points de références pour chaque espèce. Cela a permis d'identifier de possibles recouvrements de valeurs.

1.3.4.3 ACTIVITE CHIROPTEROLOGIQUE ET DIVERSITE SPECIFIQUE

Nous avons calculé le niveau d'activité chiroptérologique global pour chaque site à une période donnée en divisant le nombre total de cris émis par les chiroptères (pulses) pour toutes espèces confondues par la durée totale d'écoute en minutes sur trois nuits consécutives. Nous avons dû corriger le nombre de pulses émis par les chiroptères en y intégrant une proportion des fichiers « noise ». Ces fichiers bruits ont été écoutés et analysés, préalablement à cette étude, afin d'obtenir la proportion de fichiers bruits où des chiroptères sont identifiés (identification n'allant pas jusqu'au niveau spécifique). A l'aide de cette proportion et du nombre total de pulses dans les fichiers bruits, nous avons pu calculer une estimation du nombre total de pulses émis par des chiroptères dans tous les fichiers noise pour chaque session d'écoute. Cette estimation de pulses a été additionnée au nombre total de cris émis dans les fichiers chiroptères.

Nous avons également calculé l'activité par espèce, par site et par période, même si les incertitudes sur les identifications pour chaque enregistrement rendent cette métrique moins pertinente.

Nous avons ensuite mesuré la richesse spécifique (nombre total d'espèces identifiées avec certitude) par site au cours des nuits consécutives sur la période considérée.

1.3.5 ANALYSE DES DONNEES

1.3.5.1 REPRESENTATION CARTOGRAPHIQUE DE LA CONNECTIVITE

1.3.5.1.1 DETERMINATION DES DOMAINES VITAUX JOURNALIERS

Afin de modéliser le déplacement potentiel des espèces, il nous a fallu définir les domaines vitaux journaliers à l'aide de la littérature (en unité de surface : m² ou Ha selon les espèces) (Tableau 3). La notion de domaine vital a été définie comme étant « la zone traversée par un individu dans le cadre de ses activités normales de recherche de nourriture, d'accouplement et de soins aux jeunes. Les sorties occasionnelles en dehors de cette zone, qui peuvent être de nature exploratoire, ne doivent pas être considérées comme faisant partie du domaine vital. » (Burt, 1943).

1.3.5.1.2 MATRICE ECOLOGIQUE DE FAVORABILITE

Une matrice écologique de favorabilité a été réalisée à partir de la bibliographie (Annexe 5). Il s'agit d'attribuer un coefficient de favorabilité pour les espèces étudiées pour chaque type d'occupation du sol (MOS, base SIG A Rocha France, Annexe 1) permettant de déterminer les milieux les plus favorables au déroulement du cycle de vie des espèces

Tableau 1 : Code de 0 à 3 pour classifier la favorabilité des milieux selon les conditions disponibles pour qu'une espèce puisse accomplir l'ensemble de son cycle de vie

Code à renseigner	Signification
0	Milieu défavorable (l'espèce n'accomplit aucun de ses besoins vitaux voire le milieu lui est répulsif)
1	Milieu peu favorable (l'espèce peut y accomplir un de ses besoins journaliers)
2	Milieu moyennement favorable (l'espèce peut y accomplir deux de ses besoins journaliers)
3	Milieu très favorable (l'espèce peut y accomplir l'ensemble de son cycle de vie si la superficie est suffisante)

La réalisation de cette matrice permet de définir des réservoirs de biodiversité qui sont les zones favorables et de superficie suffisante à la présence de l'espèce pour qu'elle puisse accomplir ses besoins journaliers (Hennequin et Dumas, 2015). Pour les chiroptères, n'ayant pas la connaissance des sites de reproduction dans les marais des Baux nous avons défini les réservoirs comme les sites a priori très favorables à la circulation des chiroptères.

1.3.5.1.3 ANALYSE DE CONNECTIVITE

La connectivité est estimée en partant du postulat que les individus connaissent l'environnement paysager et qu'ils se déplacent de manière optimale jusqu'à l'épuisement de leur capacité de dispersion donnée sous forme de jauge énergétique proportionnelle à la distance maximale de dispersion ou jusqu'à atteindre un autre patch d'habitat potentiel (Bonte et al., 2012). Pour identifier les corridors écologiques, bien que d'autres méthodes d'analyse de connectivité potentielle existent, les travaux présentés ci-après ont été réalisés à partir de la théorie des aires potentielles de dispersion.

1.3.5.1.3.1 LA THEORIE DES AIRES POTENTIELLES DE DISPERSION

Cette théorie, basée sur la perméabilité des milieux, permet d'adapter la modélisation de la dispersion selon les traits de vie des espèces. La capacité de dispersion des espèces est ainsi prise en compte. Il s'agit d'attribuer un nombre de points à l'espèce afin de traduire les ressources dont elle dispose pour traverser un milieu. Ces points sont consommés en traversant x mètres de milieu, lui occasionnant un coût de déplacement. L'objectif est donc de simuler l'énergie dépensée ou encore la difficulté pour une espèce à traverser un élément du paysage. Une des limites est que, dans la réalité, un individu n'emprunte pas forcément le chemin qui lui coûte le moins d'énergie (LaPoint, 2013). Le résultat obtenu sous forme de carte fait apparaître des corridors surfaciques potentiels selon une matrice dite de friction.

Les corridors surfaciques (équivalent à l'ensemble des chemins empreintés jusqu'à une valeur seuil) mettent ainsi en évidence les zones potentiellement atteignables par des individus se déplaçant de manière aléatoire dans le paysage. Les chemins et corridors surfaciques peuvent être estimés à partir de nombreux outils de SIG, comme l'extension BioDispersal du logiciel QGIS (Chailloux and Amsallem, 2019). C'est la méthode la plus commune dans les études opérationnelles pour les études Trame Verte et Bleue préalables aux documents de planification (Vanpeene et al., 2017) et parfois aux études d'impact.

1.3.5.1.3.2 MATRICE DE FRICTION ET CALCUL DU COUT DE DEPLACEMENT

A chaque espèce est associé un code de friction (voir Tableaux 2 et 5) pour chaque type d'occupation du sol défini dans le MOS. Pour chaque type de milieu, le coefficient de friction (code dans la matrice de friction) correspond à la distance que l'espèce est capable de traverser. Ainsi pour un coefficient de friction de 1 et une résolution de matrice de 1, une espèce est capable de parcourir une distance équivalente à sa capacité de dispersion. Pour un coefficient de friction de 50, la distance qu'elle peut traverser est 50 fois plus faible. Cette distance n'étant pas connue a priori pour chacun des milieux contenus dans le MOS, nous avons regroupé les

milieux par classe et attribué des valeurs à dire d'expert pour chacune des classes (voir Tableaux 2 et 3) Pour l'analyse de connectivité des chiroptères ce code a été défini de deux façons différentes pour varier les possibilités de dispersion et se rapprocher d'un modèle optimal. Seul le modèle utilisé dans le tableau 2 a été retenu (Annexe 5).

Tableau 2 : Classement progressif de la capacité d'une espèce à traverser un milieu utilisé pour les chiroptères

Code à renseigner	Signification
1	Déplacement très aisé, habitat très favorable
3	Déplacement aisé, faible mortalité, pas d'évitement
6	Déplacement possible, mais des limitations, évitement faible
12	Déplacement peu facile, risque de mortalité, évitement modéré
25	Déplacement difficile, évitement fort, mortalité importante
50	Déplacement très difficile, habitat très défavorable et/ou mortalité élevée

Pour déterminer le coût de déplacement de l'espèce, nous sommes partis de sa capacité de dispersion. Ainsi, la modélisation permet d'identifier l'accessibilité des réservoirs entre eux pour l'espèce. Le calcul était le suivant :

Coût max de déplacement = (Capacité de dispersion / Résolution de la matrice) x Coef de friction minimum

Nous avons calculé la capacité de dispersion comme :

$$\text{Capacité de dispersion} = \sqrt{(\text{Taille du domaine vital} / \pi)}$$

1.3.6 CARTOGRAPHIES REALISEES POUR NOS MODELES BIOLOGIQUES

Nous nous sommes intéressés uniquement aux espèces intimement liées aux habitats aquatiques. En effet, celles-ci sont les plus susceptibles de représenter la trame turquoise du site d'étude.

Les espèces retenues sont ainsi *Myotis daubentonii*, *Myotis capaccinii*, *Myotis emarginatus* (espèce plutôt polyvalente dans les milieux qu'elle occupe mais d'importance régionale puisqu'elle a été visée par un programme LIFE + ChiroMed entre 2010 et 2014), *Rhinolophus ferrumequinum*, *Eptesicus serotinus*, dont l'effet de la distance à l'eau impacte grandement la probabilité de détection (Laforge et al, 2018) et *Pipistrellus pygmaeus*. Ces espèces sont fortement liées aux ripisylves et autres milieux humides pour leurs activités de chasse (Russ & Montgomery, 2002 ; Rainho et al., 2007 ; Lison & Calvo, 2011 ; Jones & Rayner 1998 ; Warren et al. 2000).

Tableau 3 : Tailles et variations observées dans la bibliographie des domaines vitaux journaliers pour les 6 espèces de chiroptères étudiées

Espèces	Domaine vital
Myotis emarginatus	5km ² à 10km ² (Barataud, 1992)
Myotis daubentonii	50km ² (mâle)/10km ² (femelle)(Encarnaçao, 2012)
Myotis capaccinii	5km ² à 10km ² (Courtois, 1998)
Rhinolophus ferrumequinum	6,7km ² (Bensettiti, 2004)
Eptesicus serotinus	10km ² à 20km ² (Arthur, L., & Lemaire, M. 2009)
Pipistrellus pygmaeus	9km ² en moyenne (Arthur, L., & Lemaire, M. 2009)

On calcule le rayon r équivalent à la distance maximale de dispersion à partir de l'aire du domaine vital journalier tel que :

Tableau 4 : Distances maximales de dispersion minimales (r_1) et maximales (r_2) pour chacune des espèces étudiées (en mètres)

Espèces	Distance maximale de dispersion r_1 (m)	Distance maximale de dispersion r_2 (m)
Myotis emarginatus	1300	1800
Myotis daubentonii	1800	4000
Myotis capaccinii	1300	1800
Eptesicus serotinus	1800	2500
Rhinolophus ferrumequinum	1500	-
Pipistrellus pygmaeus	1700	-

Ces distances ont été utilisées dans l'extension BioDispersal de QGIS afin de produire les cartes de dispersion des chiroptères à partir des sites d'écoute. Cette cartographie a également été détaillée par espèce et par saison, ce qui permettra notamment de définir des mesures de gestion plus précises. Seules les cartes utilisant les distances maximales r_1 sont présentées ci-dessous. Les cartes de dispersion complémentaires utilisant r_2 sont présentées en Annexes (Annexes 6 à 10).

1.3.6.1 MODELISATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA PRESENCE DES ESPECES SUR LA ZONE D'ETUDE

Nous avons testé l'effet de différentes variables environnementales (Annexe 10) sur la présence de chacune de nos espèces sur les points d'écoute. Nous avons utilisé des Modèles Linéaires Généralisés (GLM, Nicholls 1989) avec une distribution binomiale et une fonction de lien logit. Les résultats de ces analyses n'ayant pas été exploitables (absence de convergence des modèles) nous avons procédé à une analyse des paramètres environnementaux sur le taux d'activité des chiroptères au moyen de modèles linéaires (LM) à l'aide des package RVAIdeMemoire (Becker et al., 1988), MuMin (Burnham, K.P. and Anderson, D.R., 2002) et ade4 (Dray S. and Dufour A., 2007). Nous avons vérifié la crédibilité des modèles en examinant la dispersion des résidus graphiquement. Pour les modélisations (LM), nous avons effectué une sélection de modèles afin d'identifier les paramètres environnementaux les plus corrélés à la présence des espèces étudiées. La comparaison de ces modèles est effectuée selon la valeur de l'AICc indiquée (modèle Akaike Information Criterion, 1973, auquel s'ajoute une correction pour les échantillons de petite taille, avec comme condition $\Delta AICc < 2$). Les variables explicatives des modèles avec un AICc meilleur que le modèle nul ont été considérées comme ayant un effet significatif sur la présence ou l'activité des espèces.

1.4 RESULTATS

1.4.1 RICHESSE SPECIFIQUE



Figure 6 : Richesse spécifique en chiroptères des 9 lieux échantillonnés en été dans la Vallée des Baux

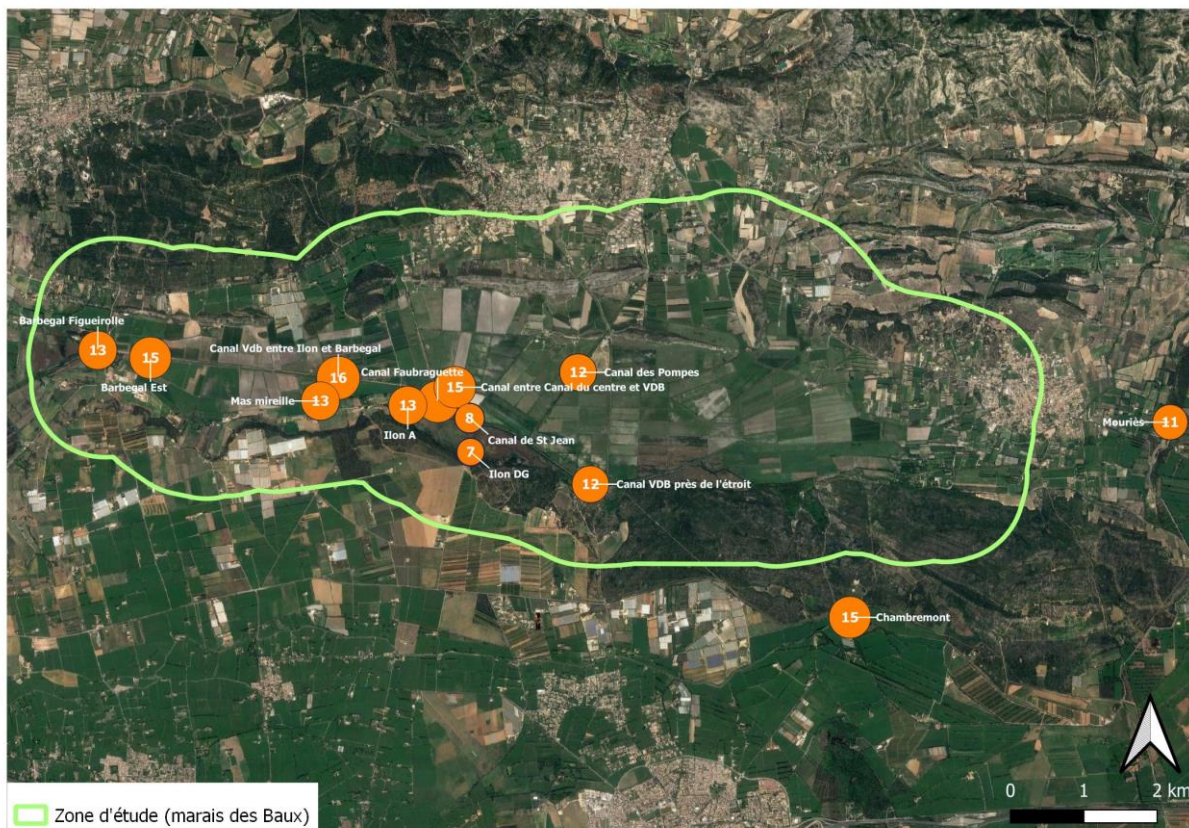


Figure 7 : Richesse spécifique en chiroptères des 13 lieux échantillonnés en automne dans la Vallée des Baux

Nous avons pu identifier 19 espèces présentes sur la Vallée des Baux en 2021 à partir de l’analyse des sonogrammes. La diversité par site varie entre 8 espèces (Ilon DG) et 16 espèces (Canal de Faubraguette et Ilon A) au cours de la première session et entre 7 espèces (Ilon DG) et 16 espèces (Canal VDB entre Ilon et Barbegal) au cours de la seconde session. Sur les deux périodes, le site le plus riche en espèces est l’Ilon A avec 18 espèces au total (Tableaux 5 et 6). Globalement, 5 sites ont une richesse spécifique inférieure à 15 espèces (Canal de Saint Jean, Canal des Pompes, Ilon DG, Mas Mireille, Barbegal Figueirolle et Mouriès) et 8 une richesse totale de 15 espèces ou plus (Tableau 5).. La richesse spécifique estivale diffère très peu de la richesse spécifique automnale.

Tableau 5 : Richesse spécifique par lieu et par période et Richesse spécifique totale par lieu

Sites d'écoute	Richesse spécifique estivale	Richesse spécifique automnale	Richesse spécifique totale
Canal de Faubraguette	16	15	17
Ilon A	16	13	18
Canal entre canal du Centre et VDB	14	15	17
Canal de St-Jean	11	8	11
Canal des Pompes	13	12	14
Canal VDB près de l'étroit	14	12	16
Ilon DG	8	7	10
Canal VDB entre Ilon et Barbegal	11	16	16
Mas Mireille	11	13	14
Barbegal Figueirolle	NA	13	13
Mouriès	NA	11	11
Chambremont	NA	15	15
Barbegal Est	NA	15	15

Chapitre 1

Tableau 6 : Liste des espèces de chiroptères contactées sur les différents sites de la vallée des Baux prospectés en 2021 au cours de la période estivale (juin-juillet) et automnale (fin août – début octobre). 1/ : présence pendant la période estivale. /1 : présence pendant la période automnale. « ? » : doute sur l'identification de l'espèce sur la période donnée. LR : statut de menace sur la liste rouge (NT : Quasi menacé ; VU : vulnérable). PNA : Plan National d'Action pour la conservation des Chiroptères.

Nom commun	Nom latin	LR	Prioritaire PNA	Canal Faubraguette	Ilon A	Canal entre du Centre et VDB	Canal de St-Jean	Canal des Pompes	Canal VDB près de l'Étroit	Ilon DG	Canal VDB entre Ilon et Barbegal	Mas Mireille	Barbegal Figueirolle	Mouriès	Chambremont	Barbegal Est
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	NT	*	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/0	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Vespère de Savi	<i>Hypsugo savii</i>			1/1	1/1	1/1	1/0	1/1	1/1	0/0	1/1	1/1	0/1	0/1	0/0	0/1
Minioptère de Schreibers	<i>Miniopterus schreibersii</i>	VU	*	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Murin à oreilles échancrées	<i>Myotis emarginatus</i>			1/0	1/0	0/1	0/?	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0
Murin de Capaccini	<i>Myotis capaccinii</i>	VU	*	1/1	0/0	0/1	1/1	1/0	1/1	?/0	1/1	1/1	0/?	0/0	0/1	0/0
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>			1/1	1/1	0/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Petit murin	<i>Myotis blythii</i>	NT	*	1/0	0/?	0/0	0/0	0/0	?/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1	0/1
Grand murin	<i>Myotis myotis</i>			?/0	?/1	1/1	?/0	0/1	?/1	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/1	0/1
Murin de Natteter	<i>Myotis nattereri</i>			0/0	1/1	1/0	0/0	0/?	1/?	0/0	0/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/1
Grande noctule	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	VU	*	?/1	1/0	0/0	0/?	1/0	1/0	0/0	0/0	?/0	0/1	0/0	0/1	0/1
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	NT	*	1/1	1/1	1/1	?/?	1/1	1/1	1/0	1/1	?/1	0/1	0/0	0/1	0/1
Noctule commune	<i>Nyctalus noctulis</i>	VU	*	1/1	1/?	1/1	1/?	0/0	0/0	0/0	0/1	1/1	0/?	0/1	0/1	0/0
Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>			1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Pipistrelle de Nathusi	<i>Pipistrellus nathusii</i>	NT	*	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	NT	*	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Pipistrelle pygmée	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>			1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	0/1	0/1	0/1	0/1
Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>			1/1	1/1	1/0	0/0	1/1	1/?	0/0	1/1	0/1	0/?	0/1	0/1	0/1
Grand rhinolophe	<i>Rhinolophus ferruginum</i>		*	1/1	1/0	1/1	0/0	1/1	0/1	1/0	0/1	0/1	0/1	0/0	0/0	0/1
Molosse de Cestoni	<i>Tadarida teniotis</i>	NT		1/1	1/1	1/1	1/?	0/0	1/0	0/0	0/1	1/0	0/1	0/0	0/1	0/?

1.4.2 ACTIVITE CHIROPTEROLOGIQUE

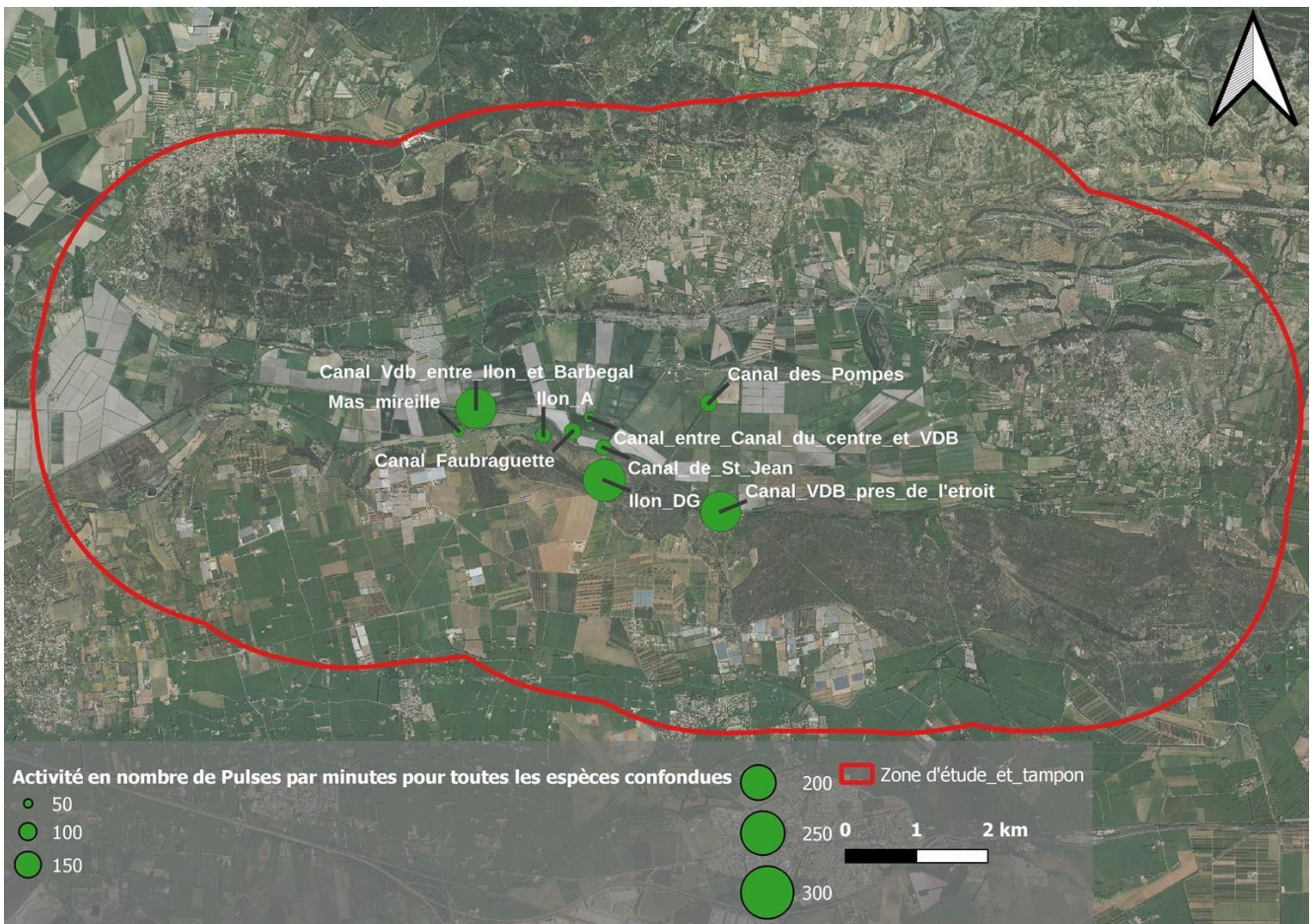


Figure 8 : Activité des chiroptères en nombre de pulses émis par minutes pour toutes les espèces confondues en été dans la Vallée des Baux

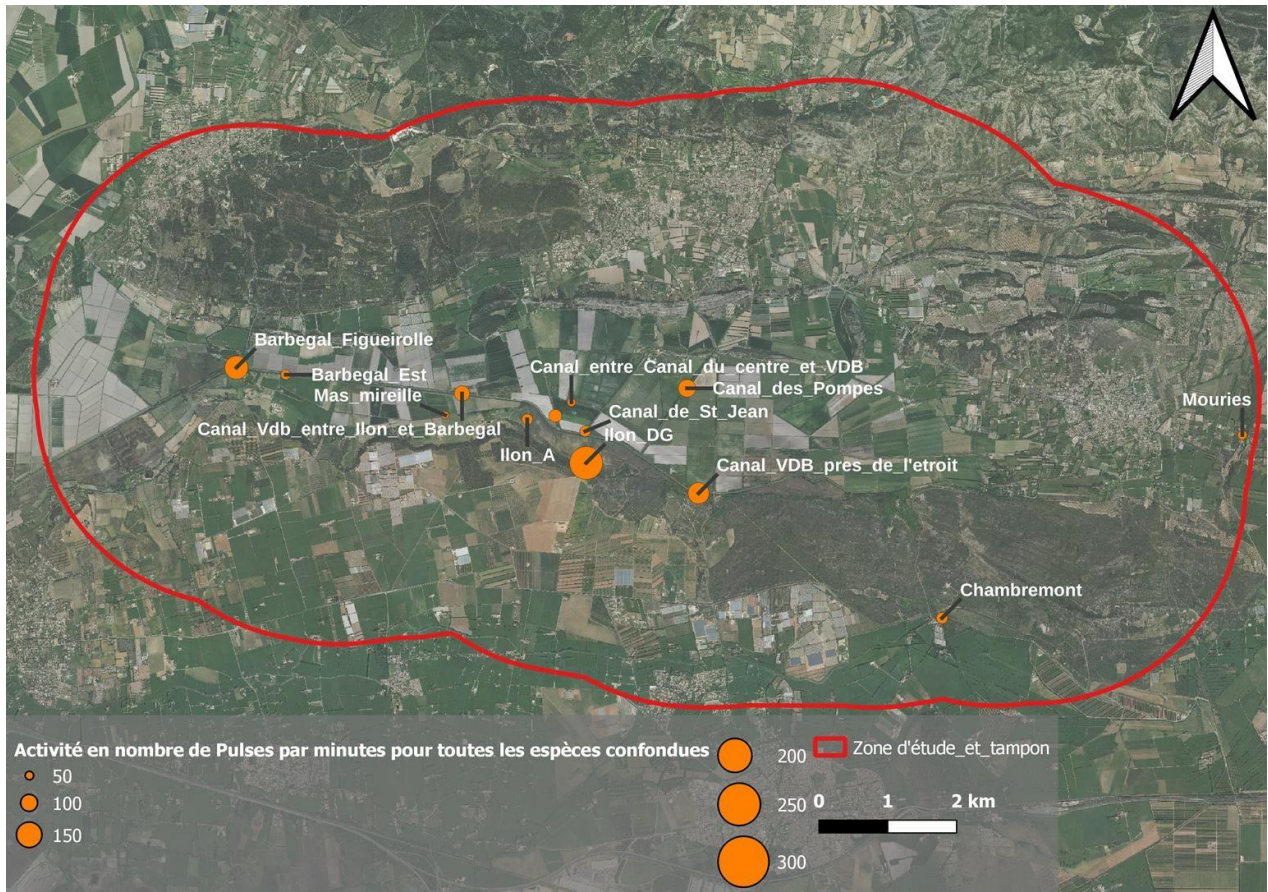


Figure 9 : Activité des chiroptères en nombre de pulses émis par minutes pour toutes les espèces confondues en automne dans la Vallée des Baux

L'activité chiroptérologique était plus importante en période estivale qu'en période automnale dans la Vallée des Baux. En été, le site avec la plus forte activité était l'Ilon DG et celui avec la plus faible activité était le Canal entre canal du centre et VDB. En automne, il s'agissait respectivement de l'Ilon DG et du Mas Mireille. Globalement, l'activité chiroptérologique estivale était 8 fois plus forte sur les sites Canal VDB près de l'étrroit, Ilon DG et Canal VDB entre Ilon et Barbegal par rapport aux sites de Faubraguette, de l'Ilon A et des canaux de St-Jean et des Pompes. En automne, cette activité était 2,5 fois plus forte sur le site de l'Ilon DG que sur les sites de Barbegal Figueirolle et du Canal VDB près de l'étrroit (Tableau 7). Globalement, les sites avec la plus forte activité sont l'Ilon DG, le canal VDB près de l'étrroit et le canal VDB entre l'Ilon et Barbegal.

Tableau 7 : Taux d'activité par site d'écoute et par période et Activité totale par site d'écoute

Sites d'écoute	Taux d'activité estival (Pulses/minute)	Taux d'activité automnal (Pulses/minute)	Taux d'activité total
Canal du Faubraguette	40.139	22.043	62.183
Ilon A	31.180	13.852	45.663
Canal entre canal du Centre et VDB	10.987	6.463	17.45
Canal de St-Jean	32.278	13.878	46.156
Canal des Pompes	39.922	48.009	87.932
Canal VDB près de l'étrroit	253.99	72.453	326.44
Ilon DG	279.96	182.15	462.12
Canal VDB entre Ilon et Barbegal	253.72	43.507	288.23
Mas Mireille	14.731	4.225	18.956
Barbegal Figueirolle	NA	88.599	88.599

Mouriès	NA	9.693	8.639
Chambremont	NA	15.67	15.67
Barbegal Est	NA	10.458	10.458

1.4.3 LA CONNECTIVITE DES TERRITOIRES ENTRE LES RESERVOIRS DE BIODIVERSITE

1.4.3.1 LE MURIN A OREILLES ECHANCREES, MYOTIS EMARGINATUS

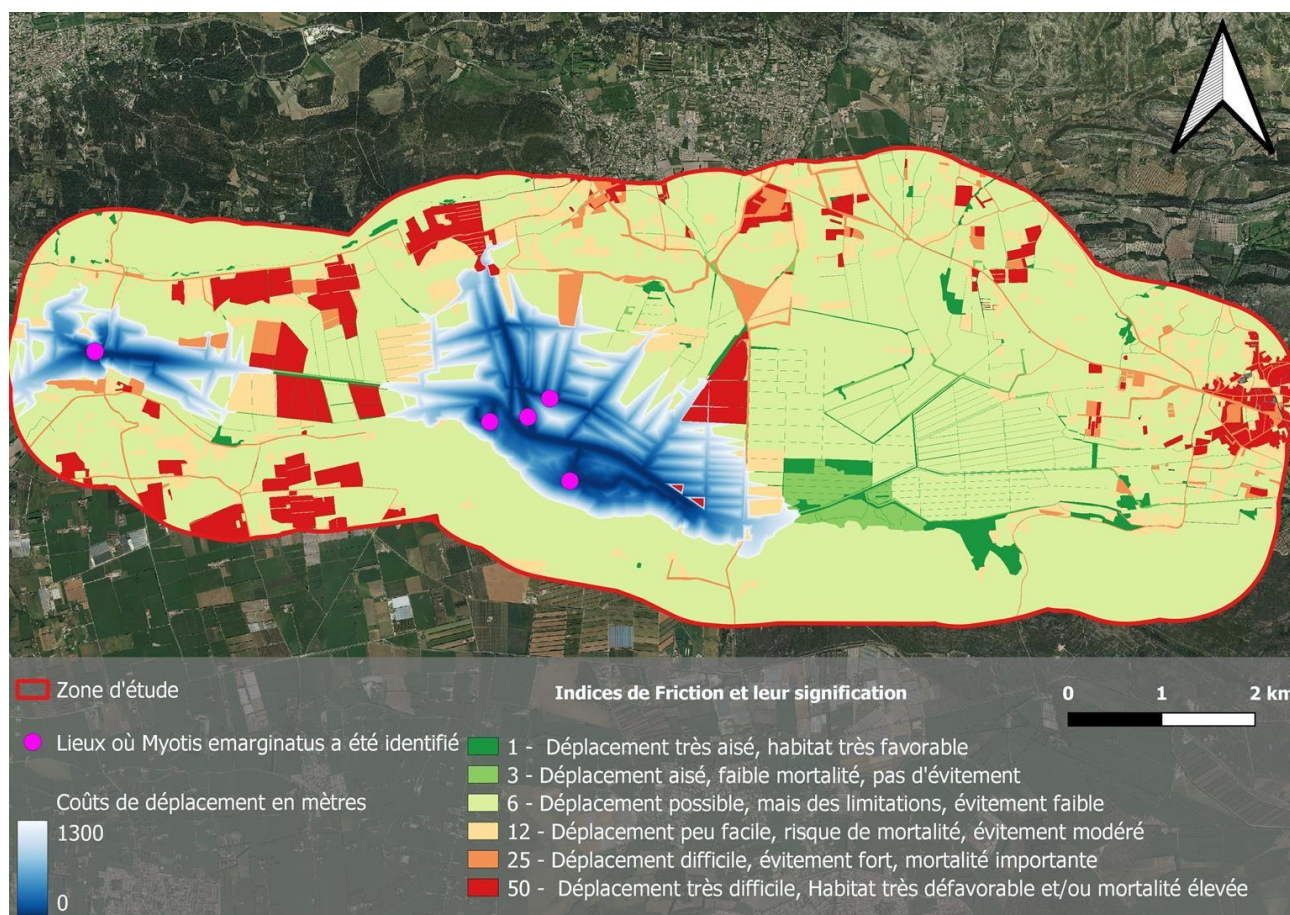


Figure 10 : Modélisation de la dispersion de *Myotis emarginatus* en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion d'1300 m

D'après nos modélisations, *Myotis emarginatus* est cantonné autour des sites du marais de l'Ilon et de Barbegal. Ces deux noyaux semblent isolés et déconnectés l'un de l'autre.

Tableau 8 : Données de présence de *Myotis emarginatus* dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement).

<i>Myotis emarginatus</i>	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	2	22.2
Période automnale	4	30.77

1.4.3.2 LE MURIN DE DAUBENTON, MYOTIS DAUBENTONII

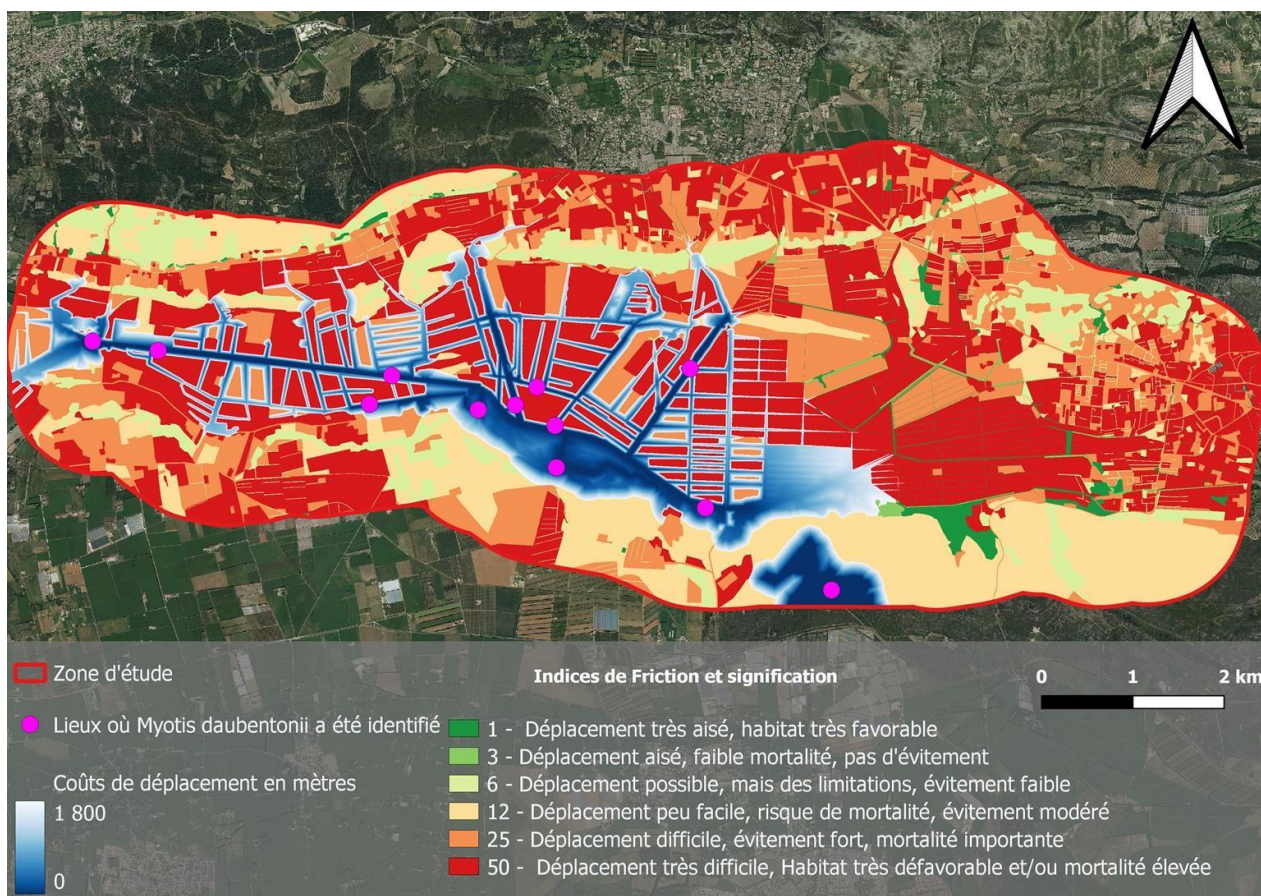


Figure 11 : Modélisation de la dispersion des femelles de Myotis daubentonii en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion de 1800 m

Nos modélisations suggèrent que cette espèce peut se disperser dans toute la partie Ouest de la Vallée en suivant le réseau de canaux aquatiques, et ce aussi bien pour une distance maximale de dispersion de 1800m (Figure 16) que de 4000m (Annexe 6).

Tableau 9 : Données de présence de Myotis daubentonii dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement)

Myotis daubentonii	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	8	88.9
Période automnale	13	100

1.4.3.3 LE MURIN DE CAPACCINII, MYOTIS CAPACCINII

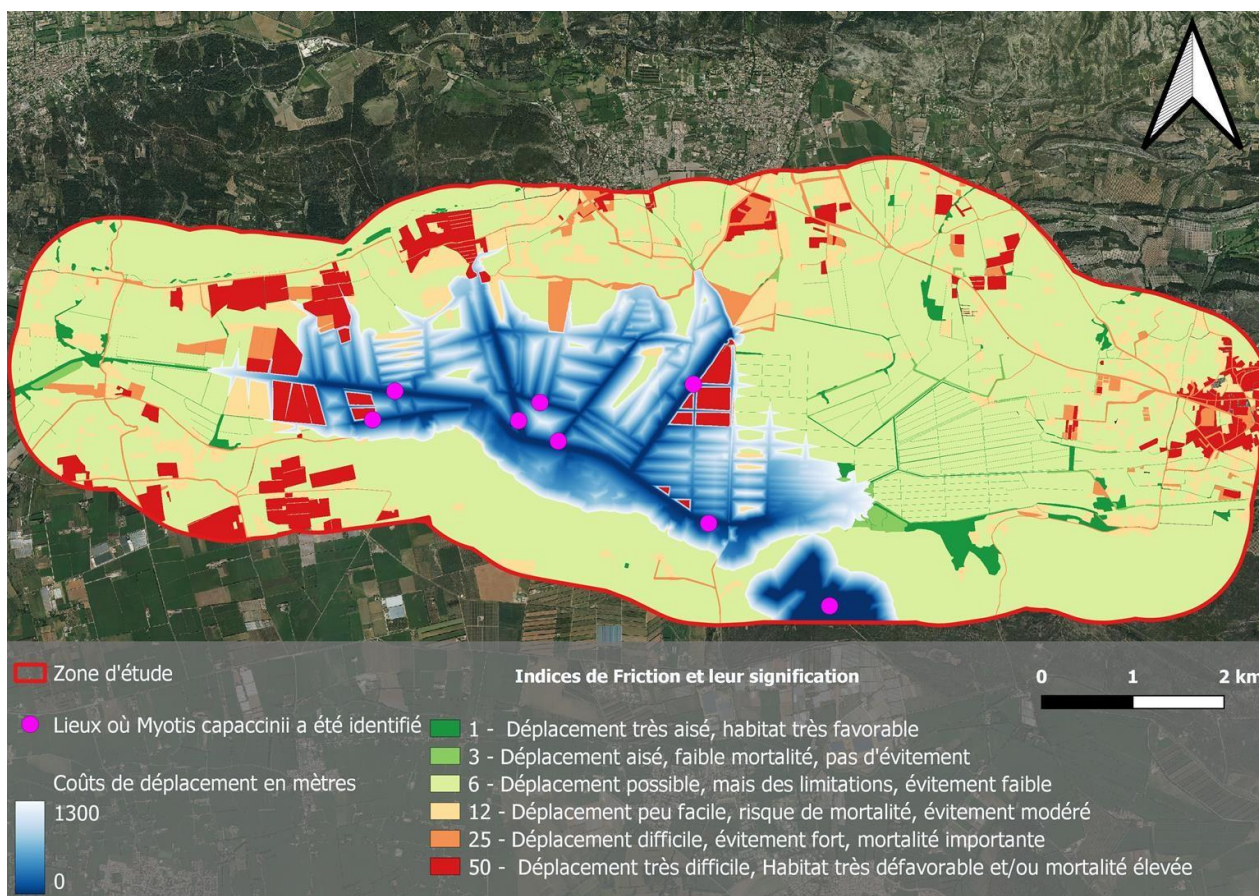


Figure 12 : Modélisation de la dispersion de Myotis capaccinii en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion de 1300 m

Nos modélisations suggèrent une capacité de dispersion de cette espèce sur la partie centrale de la zone d'étude.

Tableau 10 : Données de présence de Myotis capaccinii dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement).

Myotis capaccinii	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	6	66.7
Période automnale	7	53.8

1.4.3.4 LE GRAND RHINOLOPHE, RHINOLOPHUS FERRUMEQUINUM

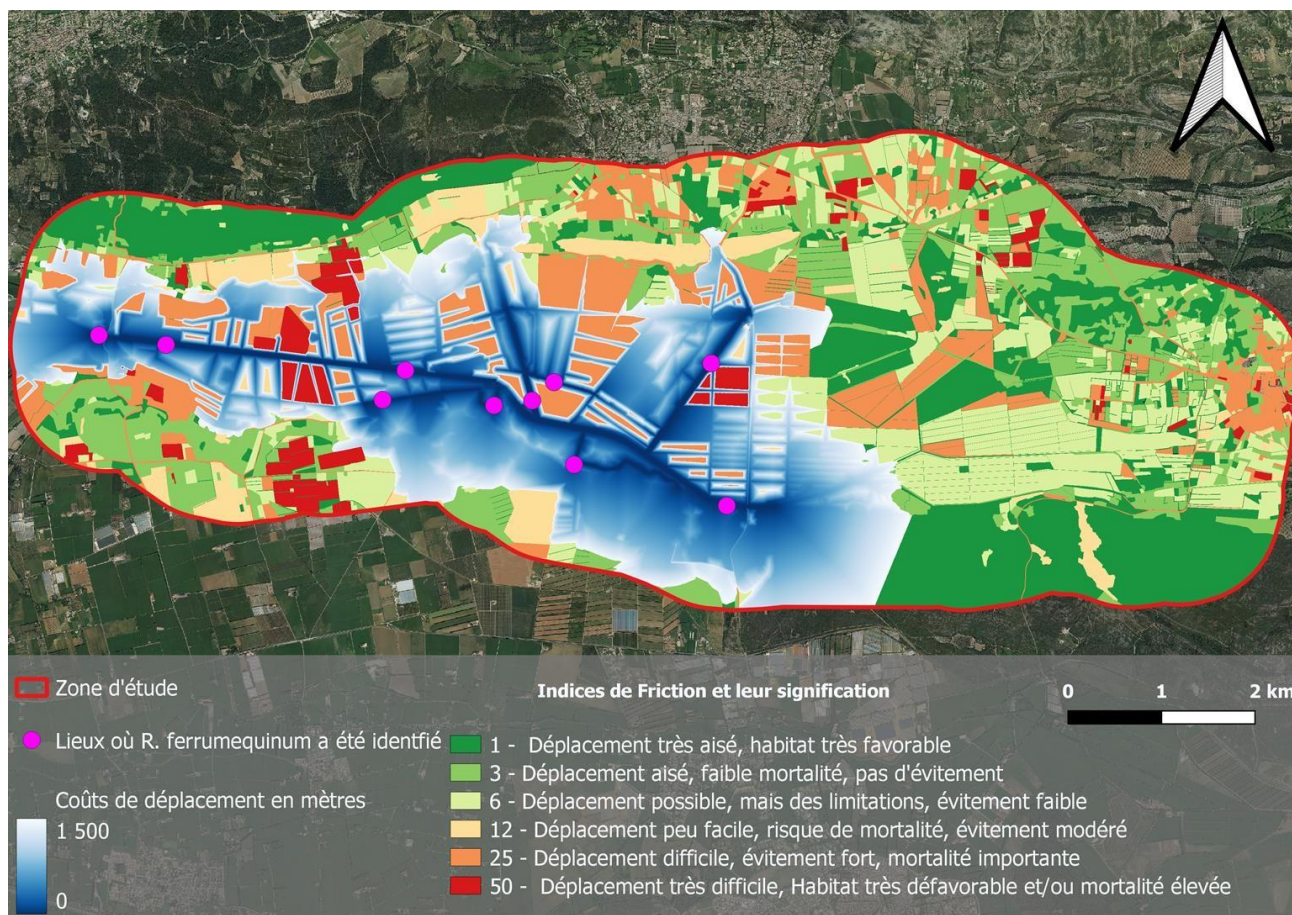


Figure 13 : Modélisation de la dispersion de Rhinolophus ferrumequinum en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion de 1500 m

D'après nos modélisations, le grand rhinolophe peut se disperser sur une grande partie de la zone d'étude autour des principaux corridors aquatiques (Canal de la vallée des Baux, Canal du Faubraguette, Canal des Pompes).

Tableau 11 : Données de présence de Rhinolophus ferrumequinum dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement)

Rhinolophus ferrumequinum	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	5	55.6
Période automnale	8	61.5

1.4.3.5 LA SEROTINE COMMUNE, EPTESICUS SEROTINUS

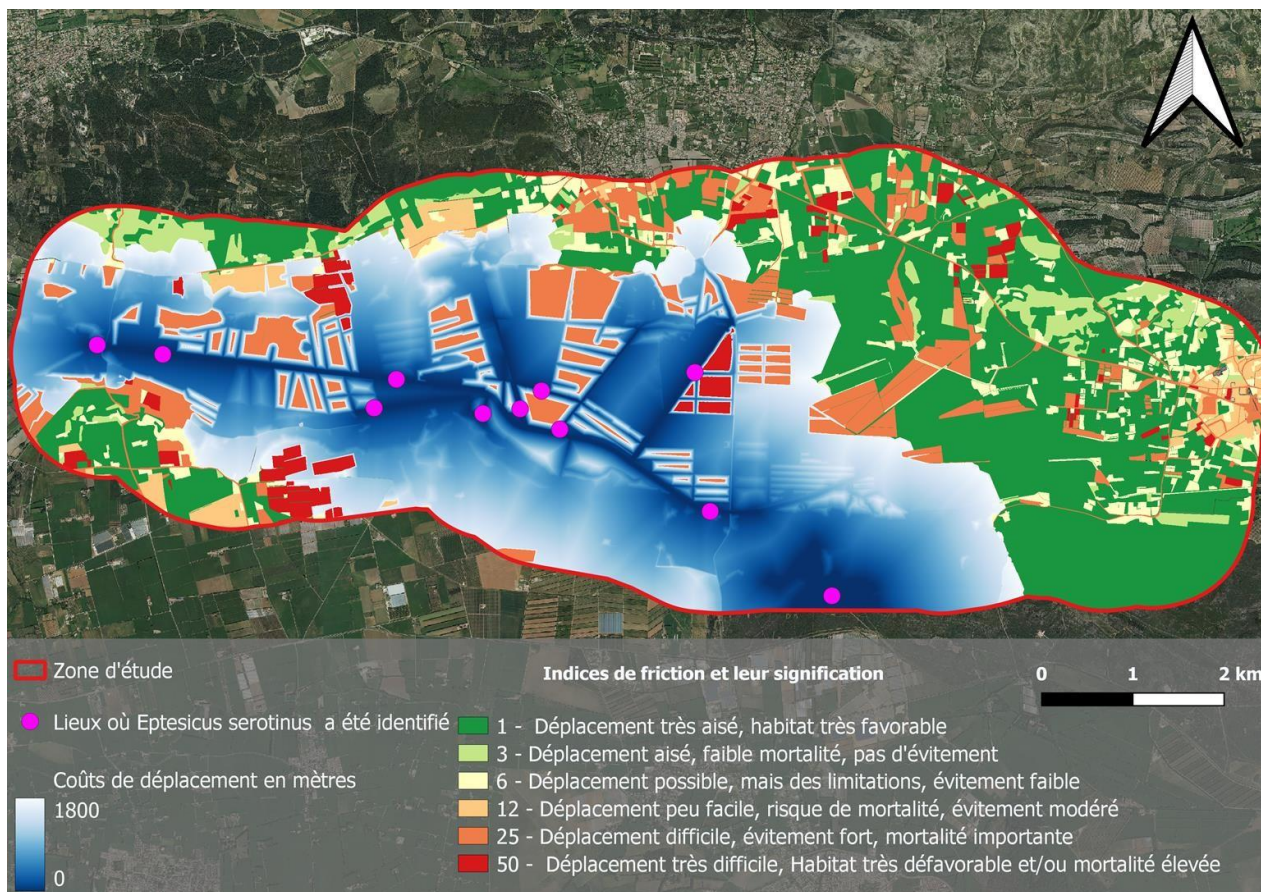


Figure 14 : Modélisation de la dispersion d'Eptesicus serotinus en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion de 1800 m

D'après nos modélisations, la sérotine commune semble capable d'utiliser la majorité du territoire de la vallée des Baux.

Tableau 12 : Données de présence de Eptesicus serotinus dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement)

Eptesicus serotinus	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	8	88.9
Période automnale	12	92.3

1.4.3.6 LA PIPISTRELLE PYGMÉE, PIPISTRELLUS PYGMAEUS

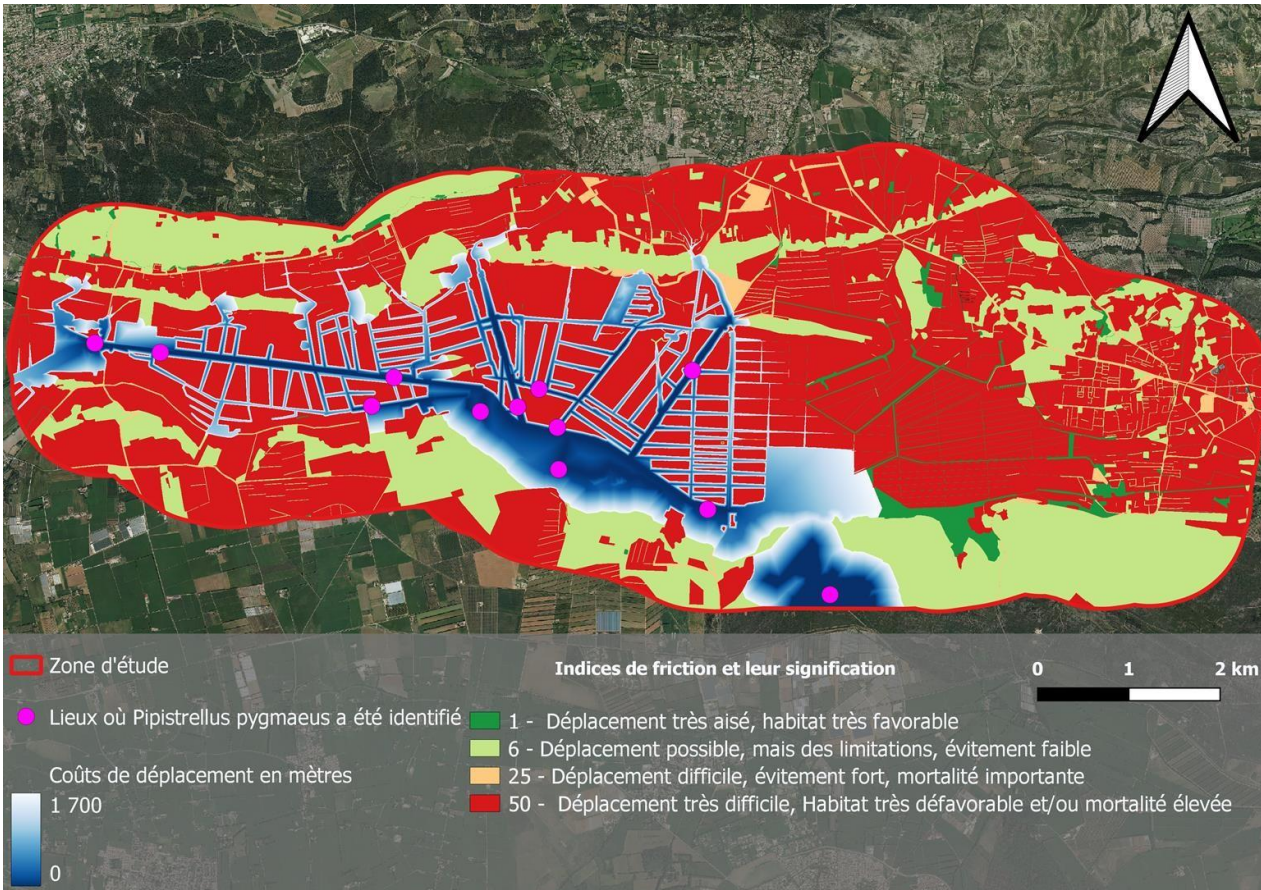


Figure 15 : Modélisation de la dispersion de *Pipistrellus pygmaeus* en Vallée des Baux pour une distance maximale de dispersion de 1700m

D'après nos modélisations, la pipistrelle pygmée se cantonne aux principaux canaux et aux zones humides de la Vallée des Baux.

Tableau 13 : Données de présence de *Pipistrellus pygmaeus* dans la Vallée des Baux sur les 9 et 13 sites échantillonnés en période estivale et automnale (respectivement)

<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Nombre de Sites où l'espèce a été rencontrée	Pourcentage de présence de l'espèce
Période estivale	9	100
Période automnale	13	100

La modélisation des dispersions des 6 espèces choisies comme les plus liées aux milieux de la trame turquoise permet d'obtenir des modèles très différents d'une espèce à l'autre. En effet, on observe que la sérotine commune se disperse très largement dans toute la zone Ouest et dans la zone Sud de la vallée des Baux, c'est l'espèce ayant le plus grand réseau de dispersion et tous les réservoirs sont connectés. On retrouve une dispersion similaire mais dans une moindre mesure pour le grand rhinolophe. Néanmoins le réservoir de Chambremont est isolé du reste du réseau. Les aires potentielles de dispersion de ces deux espèces ne semblent pas liées aux linéaires aquatiques de la trame turquoise. L'espèce ayant la dispersion la plus faible est le murin à oreilles échanquées. Les modélisations pour les trois espèces de murins et pour la pipistrelle pygmée semblent être en lien étroit avec les éléments de la trame turquoise. En effet, leur dispersion retrace les contours des ripisylves, canaux principaux et secondaires de la vallée des Baux.

1.4.4 MODELISATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA PRESENCE DES ESPECES SUR LA ZONE D'ETUDE

Nos modélisations nous ont permis d'identifier l'effet de variables environnementales (Annexe 11 et 12) sur la présence ou l'activité pour seulement deux espèces : la noctule commune (*Nyctalus noctula*) en été et le grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) en automne.

1.4.4.1 NYCTALUS NOCTULA

Pour cette espèce, le meilleur modèle est celui incluant la largeur du canal (Tableaux 14 et 15). Ainsi l'activité de la noctule commune est plus importante sur les sites d'écoute proches de canaux larges (figure 16). L'activité de *Nyctalus noctula* semble favorisée sur les sites d'écoute proches de canaux de largeur moyenne (moyenne environ de 1,3 pulse par minute) plutôt que proches de canaux larges (aucune noctule commune n'a été identifiée sur les sites d'écoute proches d'un canal large en été).

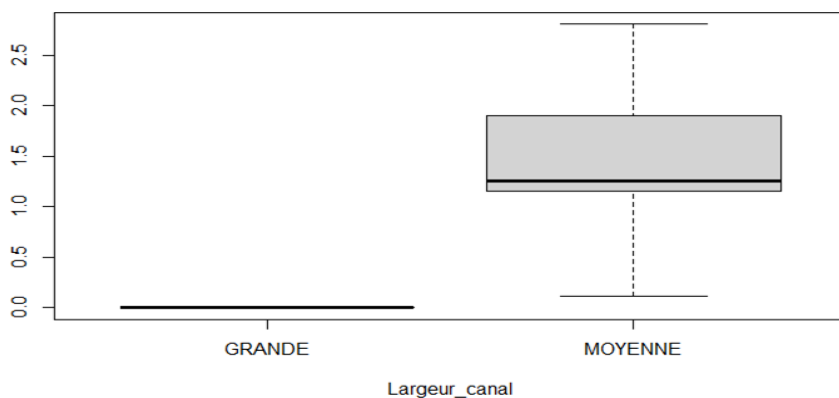


Figure 16 : Boxplot représentant le taux d'activité estival (en pulses/minute) de *Nyctalus noctula* en fonction de la largeur du canal

Tableau 14 : Résultats de l'Anova de type 2 menée sur les résultats du test des effets des variables environnementales sur l'activité estivale de *Nyctalus noctula*.

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
Largeur canal	6.07	1	11.24	0.028 *
Ouverture milieu	0.721	1	1.33	0.312
Hauteur	0.0003	1	0.0005	0.983
Densité Ripisylve	1.02	1	1.88	0.241

Tableau 15 : Extrait d'un tableau de comparaisons des modèles linéaires testant l'effet de la largeur du canal sur l'activité estivale de *Nyctalus noctula*

Modèles	Largeur canal	Densité ripisylve	Hauteur	Ouverture milieu	AICc	Delta	Weight
Paramètres utilisés	+				28.9	0.00	0.616
Sum of weights	0.74	0.09	0.05	0.04	-	-	-

1.4.4.2 RHINOLOPHUS FERRUMEQUINUM

La présence en période automnale du grand rhinolophe est liée à la densité de la ripisylve. Pour cette espèce, le meilleur modèle est celui incluant la densité de la ripisylve. Ainsi l'activité du grand rhinolophe est plus importante sur les sites d'écoute proches de canaux où l'on trouve une forte densité de la ripisylve (moyenne environ de 2 pulses par minute) plutôt que proches de canaux ayant une densité moyenne de la ripisylve. Sur les 9 sites associés à une densité moyenne de ripisylve, en automne, 5 présentent une absence du grand rhinolophe.

Tableau 16 : Extrait d'un tableau de comparaisons des modèles linéaires testant l'effet de différentes variables environnementales sur l'activité estivale de *Rhinolophus ferrumequinum*

Modèle	Densité ripisylve	Largeur canal	Hauteur	Ouverture milieu	AICc	Delta	Weight
Paramètres utilisés	+				61.8	0.00	0.375
Sum of weights	0.55	0.24	0.22	0.12	-	-	-

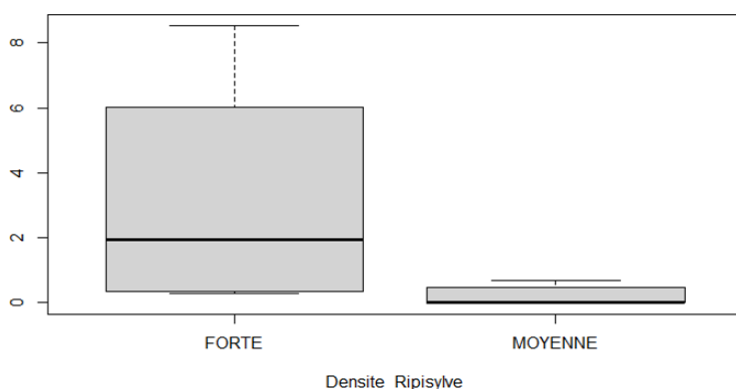


Figure 17 : Boxplot représentant le taux d'activité automnal de *Rhinolophus ferrumequinum* en fonction de la densité de la ripisylve

1.5 DISCUSSION

1.5.1 LA DIVERSITE SPECIFIQUE DES CHIROPTERES DE LA VALLEE DES BAUX

Les données de présence recueillies au cours de cette étude illustrent le fort potentiel d'accueil de la Vallée des Baux. Dans son étude en 1997, Haquart présentait un certain nombre d'espèces observées dans la région ainsi que l'évolution des populations associées (Annexe 1). Le cortège d'espèces que nous avons détaillé rejoint les observations et prévisions faites dans l'étude de A. Haquart. Parmi les quatre espèces de rhinolophe, seul le grand rhinolophe a été identifié dans notre prospection. Cette observation associée aux disparitions des rhinolophes euryales, de Méhély et du petit rhinolophe a permis de conclure à la nécessité d'un projet LIFE + ChiroMed (2014) visant à protéger la dernière espèce de rhinolophe observée dans les Alpilles.

Les cartes de richesse spécifique indiquent que la vallée des Baux présente une richesse spécifique totale de 19 espèces (tableau 5). Néanmoins nos sites d'écoute n'affichent pas une homogénéité dans le nombre d'espèces présentes. Nos résultats montrent que pour nos deux périodes l'Ilon DG présente une richesse spécifique inférieure à 10 espèces. En période estivale, nos sites présentent des richesses spécifiques incluses entre 11 (Canal St-Jean, Canal VDB entre Ilon et Barbegal, Mas Mireille) et 16 (Canal du Faubraguette, Ilon A), à l'exception du site de l'Ilon DG (8). En période automnale, nos sites présentent des richesses spécifiques comprises entre 11 (Mouriès) et 16 (Canal VDB entre Ilon et Barbegal), à l'exception du site de l'Ilon DG (7) et du Canal Saint Jean (8). Les espèces présentes sur le site de l'Ilon DG sont essentiellement nos 4 espèces de pipistrelles, présentes sur chacun des sites pour les deux périodes, le minioptère de Schreiber également ubiquiste et le murin de Daubenton dont la présence est récurrente sur de nombreux sites.

On peut également noter la présence de *Myotis emarginatus* en automne et de l'oreillard gris et la

noctule de Leisler en été. Ces deux dernières espèces sont fréquemment rencontrées sur nos sites d'écoute. La faible richesse spécifique de ce site peut s'expliquer par le large milieu ouvert qu'est l'Ilon DG peut favorable aux espèces glaneuses pratiquant le vol bas. En effet seule la pipistrelle pygmée appartient à cette guildes et est présente sur tous nos sites sur nos deux périodes. De plus la faible présence de milieux boisés, hormis les limites géographiques du site formées par la ripisylve, rend le site peut attirant pour les espèces forestières telles que les murins de Natterer, le grand murin ou les espèces de noctules qui en sont donc absentes. Seule la noctule de Leisler est identifiée en été mais avec seulement 4 pulses détectées sur les trois nuits consécutives, de plus en automne nous avons identifié cette noctule sur 10 des autres sites témoignant de la présence globalisée de cette espèce mais pourtant absente de l'Ilon DG. Nous retrouvons cependant des espèces comme le murin de Daubenton et le murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) qui fréquentent préférentiellement les larges milieux aquatiques ouverts pour la chasse.

Nous observons, de la même façon, pour le Canal de St-Jean en période estivale et automnale, des richesses spécifiques relativement faibles de 8 et de 11 (respectivement) où sont rencontrées des espèces dont la présence est commune voir systématique (pipistrelles) sur les autres sites telles que la sérotine commune, le minioptère de Schreiber ou encore la vespère de Savii. Ces espèces possèdent des capacités de vol importantes (Dietz, 2009) et ont accès de par leur haute altitude de vol (Haquart, 1997) à une multitude d'habitats plus aisément que les espèces absentes des sites de l'Ilon DG et du canal de St-Jean. La faiblesse des milieux forestiers et plus particulièrement la faible densité de la ripisylve sur ces deux sites pourrait expliquer les plus faibles richesses spécifiques observées.

Les richesses spécifiques les plus importantes ont été observées sur les sites associant la présence de différents types de milieux autour du site d'écoute. La présence d'un environnement où une mosaïque d'habitats diversifiés est disponible (milieu ouvert, bandes forestières denses, cours d'eau et zones humides) est d'ailleurs reconnue comme favorisant la présence d'une plus grande diversité d'espèces (Fenton, 1997).

Les relevés d'activités effectués ont indiqué que l'activité des chiroptères, pour toutes espèces confondues, était supérieure en période estivale qu'en période automnale. Ce résultat va à l'encontre des résultats indiqués dans la littérature. En effet la période automnale (et deuxième période de l'été, c'est-à-dire le mois d'août, non prospectée dans cette étude) se caractérise par l'envol des jeunes et la période d'accouplement impliquant plus d'individus en vol et donc une plus grande activité. Nos différences avec cette activité théorique peuvent s'expliquer dans la localisation majoritaire des gîtes estivaux des chiroptères de Provence en Camargue. Notre zone d'étude est plus proche des Alpilles et des gîtes d'hivernage.

Les espèces identifiées présentant les niveaux d'activité (nombre de pulses par minute sur trois nuits consécutives) les plus faibles sont *Tadarida teniotis*, *Plecotus austriacus*, *Rhinolophus ferrumequinum* et *Nyctalus leisleri* en été comme en automne. Les espèces ayant l'activité la plus importante sont les quatre espèces de pipistrelles et le minioptère de Schreiber pour nos deux périodes.

Nos résultats indiquent que la Noctule commune possède une activité plus importante à proximité de canaux de taille « moyenne » et une quasi-absence à proximité des canaux de grande largeur. Quant au grand rhinolophe, son activité semble liée à une forte densité de la ripisylve. Ce résultat est cohérent avec l'écologie de l'espèce, qui affiche une préférence pour des milieux semi-ouverts comme les lisières et évite les milieux à faible densité arboricole peu favorables au déplacement et à la chasse (Flanders & Jones, 2009). Les noctules communes et de Leisler sont décrites régulièrement entre les Alpilles et la Camargue vérifiant nos identifications. Néanmoins, Kayser et al. (2009) décrivent la grande noctule comme rarissime. Cependant, son identification sur sonogramme étant relativement aisée, il fait peu de doutes que l'espèce fréquente bel et bien la zone d'étude, et notamment le secteur Ouest ainsi que le bois de Chambremont.

La comparaison des niveaux d'activité des espèces entre les sites plus éloignés des marais et canaux (Chambermont et Mouriès) et les sites d'écoute du centre de notre zone d'étude n'a pas permis de dégager des différences évidentes entre les espèces favorisant les milieux forestiers et celles favorisant les milieux aquatiques.

1.5.2 LES ESPECES LIEES A LA TRAME TURQUOISE

Le grand rhinolophe a été observé sur plusieurs sites d'écoute au cours des périodes de suivi. Dernière espèce de rhinolophe présente dans le département, plusieurs gîtes occupés par cette espèce sont activement suivis par le Groupe Chiroptère de Provence (GCP). Bien que le nombre de sites où cette espèce a été identifiée soit encourageant, nous avons pu remarquer une très faible activité de cette espèce sur les sites d'écoute. Les individus identifiés étaient donc probablement peu nombreux et/ou de passage dans notre zone d'étude. Cette espèce favorise les milieux présentant une bonne variabilité des habitats comme un milieu bocager et chasse principalement le long des lisières forestières (Matutini et al., 2018). Malgré sa présence régulière proche des

habitats aquatiques, le grand rhinolophe n'est pas spécialisé dans ces milieux et reste une espèce très généraliste. Nos modélisations qui s'appuient sur ces connaissances sur l'écologie de l'espèce montrent que le grand rhinolophe est probablement capable d'utiliser la majorité des sites et des habitats des marais des Baux.

Comme le grand rhinolophe, la sérotine commune semble capable d'utiliser la majorité des sites et habitats de notre zone d'étude d'après nos modélisation (Figure 14). Ainsi la sérotine commune comme le grand rhinolophe ne sont pas de bons indicateurs des espaces liés à la trame turquoise.

La Camargue a également été décrite comme un site riche en diversité spécifique chez les chiroptères avec 21 espèces observées (Kayser et al., 2009), avec 72 % du total des contacts enregistrés appartenant aux quatre espèces de pipistrelles également présentes dans cette étude témoignant de leur forte présence régionale. Parmi ces quatre espèces l'aire potentielle de dispersion que nous avons modélisée pour la pipistrelle pygmée détoure presque parfaitement l'ensemble du réseau hydrographique central de la Vallée des baux. C'est l'espèce qui indique le mieux l'utilisation des espaces associés à la trame turquoise d'après nos modèles. A la différence des trois autres espèces de pipistrelles plutôt généralistes voire forestières, la pipistrelle pygmée se concentre majoritairement autour des habitats riverains (Davidson-Watts et al., 2006) et chasse essentiellement au-dessus des surfaces d'eau (Bartonička & Řehák, 2004).

Les trois espèces de murins étudiées en lien avec la trame turquoise sont présentes dans des niveaux de fréquence qui semblent différents. Les murins de Daubenton et de Capaccinii regroupés constituent une part très importante des identifications de cette famille dans notre zone d'étude. Le murin à oreilles échancrées est une espèce moins commune sur nos enregistrements. Les aires potentielles de dispersion de ces trois espèces suivent relativement bien les espaces liés à la trame turquoise selon nos modélisations.

Malgré un aspect forestier dans l'écologie du murin à oreilles échancrées, son régime alimentaire repose considérablement sur la consommation d'araignées, fortement présentes au sein des milieux de berges et ripisylves. Les araignées à toile profitent également des périodes d'émergences des insectes et deviennent de ce fait très abondantes en période estivale [Kato et al., 2003] et constituent la principale ressource alimentaire de *Myotis emarginatus* [Flaquer et al., 2008 ; Arthur & Lemaire, 2009].

Le murin de capaccini, autre espèce cavernicole, est davantage associé aux milieux aquatiques lors de ses activités de chasse, cependant cette espèce chasse de façon non négligeable dans des milieux forestiers, des prairies ou encore des phragmitaies (Courtois, 1998). Cela se traduit sur la carte de dispersion de cette espèce (Figure 12) par une dispersion efficace comme peuvent le témoigner les dispersions vers l'Ouest issues des deux sites les plus à l'Ouest. La comparaison de nos données avec les observations anciennes des espèces de chiroptères des Alpilles laisse entrevoir une augmentation des populations de murins de capaccini qui était décrit comme rare mais que l'on retrouve dans cette étude sur 67 % et 54 % de nos sites d'écoute sur chacune des périodes respectivement (Tableau 10) soit plus de la moitié des sites échantillonnés. Il est cependant possible que certaines d'identifications attribuées à *Myotis capaccinii* puissent en réalité appartenir à *Myotis daubentonii* tant les structures de signaux se ressemblent, additionnée à une présence importante du murin de daubenton sur nos sites (Tableau 9).

Enfin, l'aire potentielle de dispersion de *Myotis daubentonii*, comme celle de *Pipistrellus pygmaeus*, représente fidèlement les espaces liés à la trame turquoise utilisés par les chiroptères. Cette espèce, qui ne fréquente que rarement les bois, évolue davantage autour des surfaces aquatiques calmes (Barataud et al. 2019).

Les marais de la Vallée des Baux sont parcourus par un réseau hydrologique développé à base de canaux et de zones humides. Il s'agit d'un territoire à l'interface entre les Alpilles, la plaine de la Crau et de la Camargue et son important réseau de haies et de canaux. Cette zone d'étude est également reliée aux marais d'Arles par le canal de la Vallée des Baux. Nos résultats montrent que ce réseau hydrographique important est abondamment utilisé par un cortège très diversifié de chiroptères. Au sein de ce cortège, les trois espèces de murins cités précédemment et la pipistrelle pygmée apparaissent comme les usagers principaux des cours d'eaux, marais et ripisylves de la zone d'étude et apparaissent comme d'excellents indicateurs de la fonctionnalité de la trame turquoise de la zone d'étude.

1.5.3 RECOMMANDATIONS EN TERMES D'AMENAGEMENT ET DE CONSERVATION DES HABITATS

En Europe, les populations de chauves-souris seraient caractérisées, après une longue période de déclin, par une stabilisation voir une légère augmentation des populations (Van der Meij et al. 2015). Afin de favoriser les espèces présentes dans la Vallée des Baux, il convient de protéger et de conserver les gîtes connus tels que les bâtiments, des arbres-gîtes, les anciennes mines, des ouvrages d'art. Une autre mesure prioritaire consisterait à préserver et restaurer les zones humides et les linéaires arboricoles qui les bordent.

Les espaces liés à la trame turquoise à protéger restent les linéaires aquatiques et leurs bordures

végétalisées par l'entretien des ripisylves et la création ou l'entretien de mares. Aussi, comme l'ont déjà remarqué Rainho et Palmeirim (2011), plus la distance à un point d'eau (mare ou ripisylve) augmente, moins la richesse spécifique en chiroptères est importante. Enfin, si des espèces à faibles capacités de déplacement veulent être favorisées, l'emplacement de nouvelles mares ou leur restauration devra prendre en compte cette distance comme la disponibilité en gîtes et en habitats préférentiels pour ces espèces.

Néanmoins les espaces forestiers au sein même des cultures et autres milieux plus éloignés des cours d'eau sont tout aussi importants dans les objectifs de conservation pour permettre le déplacement des espèces. Il apparaît donc comme essentiel de restaurer le bocage par la création et l'entretien de haies arborées continues et diversifiées en strates comme en essences.

L'absence de différences notables des activités de nos espèces entre les milieux aquatiques et forestiers semblent indiquer qu'ils sont tous deux de grande importance dans la présence et l'activité des chiroptères de la Vallée des Baux.

Les déplacements des individus dans l'espace disponible et leur comportement au cours du temps souligne l'importance de favoriser l'hétérogénéité structurelle du paysage (Dietz et al. 2013). Les chauves-souris souffrent du morcellement de leur habitat naturel ce qui conduit ces espèces à n'exploiter que les ressources naturelles qui leur sont accessibles. Nos modélisations montrent que certaines espèces telles que la pipistrelle pygmée et le murin à oreilles échancrées risquent d'être cantonnées le long des linéaires aquatiques et d'exploiter seulement une infime proportion de la zone d'étude. La plantation de haies et la restauration de milieux humides au cœur de la vallée des Baux permettraient d'améliorer l'utilisation de l'espace. Ces derniers semblent en effet particulièrement attractifs pour les chiroptères, comme l'indique la très forte activité constatée notamment au cœur du marais de l'Illon dans notre étude (site d'écoute Illon DG)

Un autre grand axe d'aménagement souvent envisagé quand il est question des chiroptères est l'aménagement du réseau routier. Presque toutes les espèces sont concernées par la mortalité due au trafic routier (Dietz, 2015). La fragmentation des habitats est aujourd'hui largement considérée comme l'une des principales menaces pour la biodiversité (Fischer & Lindenmayer, 2007). La mortalité occasionnée par le réseau routier est majoritairement due aux collisions avec les véhicules (Avila-Flores et Fenton, 2005) pour toutes les espèces indépendamment de leur hauteur moyenne de vol (on retrouve même des noctules au bord des routes, Dietz, 2015). Mais la route produit une autre perturbation pour les chiroptères à savoir le bruit produit qui affecte les espèces chassant en écoutant les bruissements des insectes (Benett & Zurcher, 2013 ; Bonsen et al. 2015). Au sein de notre zone d'étude, la présence d'une route départementale très fréquentée coupant notre zone d'étude selon un axe Nord/Sud a potentiellement un impact fort tant sur la mortalité que sur la dispersion des individus.

Développer l'agriculture biologique serait également une mesure globalement favorable aux chiroptères sur la zone d'étude (Wickramasinghe et al., 2003).

Enfin, il serait possible d'améliorer la connectivité des milieux et la circulation des chiroptères au sein de la zone d'étude grâce à l'installation de chiroptéroducts (Claireau, 2019b). La présence de chiroptéroducts judicieusement placés pourrait augmenter les possibilités de déplacements sécurisés pour les espèces traversant les routes.

1.5.4 LIMITES DE L'ETUDE

Nous n'avons pas pu mettre en place de sites d'écoute dans la moitié est des marais des Baux, à savoir entre le site de Mouriès et le pont de l'étré. Ainsi, nos modélisations ne permettent pas de prédire les aires potentielles de dispersion des espèces étudiées sur ce secteur. Des prospections complémentaires utilisant un protocole de relevé similaire au notre permettrait de combler ces lacunes et de produire une cartographie plus complète de la fonctionnalité de la trame turquoise pour les chiroptères sur la zone d'étude.

La méthode d'identification acoustique peut présenter des limites, les enregistrements peuvent parfois être « parasités » par d'autres espèces comme des oiseaux ou insectes bruyants pouvant créer un bruit important lors de l'écoute des signaux. De plus, certaines espèces sont difficilement identifiables autant manuellement que via les logiciels automatiques (Barataud, 2006 ; Jennings et al., 1981). C'est le cas notamment pour les espèces de la famille des murins, dont beaucoup de données mesurables servant à l'identification se recoupent d'une espèce à l'autre et donc très difficilement identifiables même sur des signaux de très bonne qualité. Enfin, les probabilités de détection varient fortement suivant les espèces (Fenton & Bell, 1981). Ainsi par exemple, les rhinolophes sont difficilement détectables à plus de 5 mètres.

L'utilisation de l'extension Biodispersal sur QGIS présente également des limites d'utilisation notamment dans la détermination des coefficients de friction qui restent arbitraires malgré le recours à la littérature et peut sous ou surestimer les capacités de déplacement de certaines espèces selon les habitats. Les distances de dispersion constituent également une variable majeure dans la modélisation des déplacements et

sont aussi choisis arbitrairement à partir de la bibliographie, souvent réduite sur le sujet. La mise en œuvre de suivi GPS pourrait permettre d'indiquer plus précisément les distances parcourues par les espèces au sein de leur domaine vital.

Un seul identificateur a été mobilisé pour l'ensemble des données. Le risque d'erreur diminue avec l'expérience de l'identificateur qui a fortement augmenté au cours de cette étude. Pour réduire la variabilité que cela induit dans le taux d'erreur d'identification, tous les sonogrammes sélectionnés ont été analysés une seconde fois par le même identificateur.

Les prospections des différents sites d'écoute ont été réalisées lors des débuts de période estivale et automnale. Sur les sites des Alpilles et de Camargue, des importants déplacements de chiroptères ont été observés (Haquart, 1997) entre les gîtes hivernaux et estivaux. Néanmoins une étude des populations des Alpilles dans une période plus tardive de l'année pourrait permettre d'établir un état des lieux plus précis des espèces hivernant proche de notre zone d'étude. Parmi les espèces que nous avons identifiées, il est possible que certaines n'hivernent pas dans notre zone d'étude ni dans les Alpilles.

Enfin, certains paramètres climatiques n'ont pas été pris en considération alors que ces derniers sont reconnus comme influençant la présence et l'émergence d'insectes et donc indirectement l'activité des chauves-souris (Rydell et al. 1996, Hayes 1997).

1.6 CONCLUSION

Les espaces de la trame turquoise constituent des environnements vitaux pour toutes les espèces de chiroptères, qui fréquentent plus ou moins souvent les surfaces d'eau pour la chasse et surtout les ripisylves permettant leurs déplacements entre les gîtes, entre les zones de chasse et reliant les réservoirs de biodiversité.

Notre étude a permis de représenter les différents couloirs de dispersion de six espèces de chiroptères particulièrement inféodées aux milieux aquatiques. Parmi elles, la sérotine commune et le grand rhinolophe ne semblent pas spécifiquement définir les habitats qui constituent la trame turquoise.

Nos observations ont pu mettre en évidence la présence d'un nombre important d'espèces dans la Vallée des Baux. Néanmoins les mesures d'activité associées montrent que certaines de ces espèces sont présentes dans des proportions très faibles. Ces espèces à faible activité utilisent probablement la Vallée des Baux comme une zone de transitions entre les gîtes hivernaux des Alpilles et les gîtes estivaux en Camargue qui sont des régions connues pour abriter d'importantes populations de chiroptères. Ce rôle de zone de transition est assuré par un important réseau de canaux et zones humides ainsi que des linéaires forestiers apportant à la fois des abris, perchoirs permettant l'accouplement et le repos et des sources de nourriture. Il semble donc important de préserver les corridors mis en lumière par les dispersions modélisées pour les murins à oreilles échancrées, de Daubenton, de Capaccini et la pipistrelle pygmée mais également de restaurer les ripisylves, mares et haies qui ont pu disparaître au cours de ces dernières années.

La Vallée des Baux possède donc une grande responsabilité dans la préservation des populations de chauve-souris de Provence. On retrouve de nombreuses espèces aux enjeux de conservation importants dans la région telles les espèces de rhinolophe et de murins. Il apparaît cependant toujours nécessaire de rechercher et de cartographier l'ensemble des colonies de chiroptères de la Vallée des baux afin d'approfondir les explications de présence et d'activité au niveau de nos sites d'écoute.

1.7 BIBLIOGRAPHIE :

Akaike, H. (1973). Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-265.

Allag-Dhuisme, F., Amsallem, J., Barthod, C., Deshayes, M., Graffin, V., Lefeuvre, C., ... & Trouvilliez, J. (2010). *Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques: premier document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France* (Doctoral dissertation, irstea).

Anderson, D. R., & Burnham, K. P. (2002). Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of wildlife management*, 912-918.

Arthur, L., & Lemaire, M. (2009). Les Chauves-souris de France Belgique Luxembourg et Suisse. Biotope.

- Avila-Flores, R., & Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of mammalogy*, 86(6), 1193-1204.
- Barataud, M. (1992). L'activité crépusculaire et nocturne de 18 espèces de chiroptères, révélée par marquage luminescent et suivi acoustique. *Le Rhinolophe*, 9, 23-57.
- BARATAUD, M., & GIOSA, S. (2006). Inventaire des chiroptères sur leurs terrains de chasse, au sein du PNR Oise-Pays de France.
- BARATAUD, M., GIOSA, S., & LAGARDE, G. F. (2019). Activité de chasse des chiroptères dans les forêts feuillues jeunes versus matures du PNR de Millevaches en Limousin.
- Barataud M. (2020). - Ecologie acoustique des Chiroptères d'Europe, identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. 6^e éd. Biotope éditions, Mèze ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris (collection Inventaires & biodiversité), 360p.
- Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., ... & Reed, D. J. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *science*, 319(5861), 321-323.
- Bartonička, T., & Řehák, Z. (2004). Flight activity and habitat use of *Pipistrellus pygmaeus* in a floodplain forest.
- Becker, N. O. R. B. E. R. T., & Ascher, K. R. S. (1998). The use of *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* (Bti) against mosquitoes, with special emphasis on the ecological impact. *Israel Journal of Entomology*, 32, 63-69.
- Bennett, V. J., & Zurcher, A. A. (2013). When corridors collide: Road-related disturbance in commuting bats. *The Journal of Wildlife Management*, 77(1), 93-101.
- Bensettiti, F., & Gaudillat, V. (2004). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7. Espèces animales. La Documentation française, 234-235.
- Bonsen, G., Law, B., & Ramp, D. (2015). Foraging strategies determine the effect of traffic noise on bats. *Acta Chiropterologica*, 17(2), 347-357.
- Bonte, D., Van Dyck, H., Bullock, J. M., Coulon, A., Delgado, M., Gibbs, M., ... & Travis, J. M. (2012). Costs of dispersal. *Biological reviews*, 87(2), 290-312.
- Brink, P., Berghöfer, A., Schröter-Schlaack, C., Sukhdev, P., Vakrou, A., White, S., & Wittmer, H. (2009). TEEB-The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers 2009. *TEEB-The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers 2009*.
- Brooks, R. T. (2009). Habitat-associated and temporal patterns of bat activity in a diverse forest landscape of southern New England, USA. *Biodiversity and Conservation*, 18(3), 529-565.
- Burel, F., & Baudry, J. (1999). Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications (p. 359). Editions Tec et Doc.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*, 24(3), 346-352.

Etat des lieux des populations de chiroptères

Chailloux, M., Amsellem, J., & Chéry, J. P. (2019). FragScape v1. 0.

Claireau, F., Bas, Y., Puechmaille, S. J., Julien, J. F., Allegrini, B., & Kerbiriou, C. (2019). Bat overpasses: An insufficient solution to restore habitat connectivity across roads. *Journal of Applied Ecology*, 56(3), 573-584.

Clavel, D. (2010). Aida final report: part 1: Publishable final activity report. Rational use of natural resources. Managing arid and semi-arid ecosystems.

Courtois, J. (1998). Contribution à la connaissance de la répartition et des caractéristiques biologiques du murin de Capaccini (*Myotis capaccinii*) en Corse. *Arvicola*, 10(2), 42-46.

Dietz, C., von Helversen, O., Nill, D., Lina, P. H., & Hutson, A. M. (2009). *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa* (p. 400). London: A & C Black.

Dietz, M., Pir, J. B., & Hillen, J. (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes?. *Biodiversity and conservation*, 22(13), 3007-3025.

Dietz, C., & Kiefer, A. (2015). Les chauves-souris d'Europe: connaître, déterminer, protéger. Delachaux et Niestlé.

Dray, S., & Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of statistical software*, 22, 1-20.

Encarnação, J. A. (2012). Spatiotemporal pattern of local sexual segregation in a tree-dwelling temperate bat *Myotis daubentonii*. *Journal of ethology*, 30(2), 271-278.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.

Fenton, M. B., & Bell, G. P. (1981). Recognition of species of insectivorous bats by their echolocation calls. *Journal of Mammalogy*, 62(2), 233-243.

Fenton, M. B. (1997). Science and the conservation of bats. *Journal of mammalogy*, 78(1), 1-14.

Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16(3), 265-280.

Flanders, J., & Jones, G. (2009). Roost use, ranging behavior, and diet of greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) using a transitional roost. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 888-896.

Flaquer, C., Torre, I., & Arrizabalaga, A. (2007). Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2), 526-533.

Flaquer, C., Puig-Montserrat, X., Burgas, A., & Russo, D. (2008). Habitat selection by Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) in a rural Mediterranean landscape: implications for conservation. *Acta Chiropterologica*, 10(1), 61-67.

Flaquer, C., Puig-Montserrat, X., Goiti, U., Vidal, F., Curcó, A., & Russo, D. (2009). Habitat selection in Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands. *Acta Chiropterologica*, 11(1), 149-155.

Flippo, A. (2018). Etude et modélisation des habitats de chasse potentiels des chiroptères en Wallonie sur base de données acoustiques.

Fonderflick, J., Azam, C., Brochier, C., Cosson, E., & Quékenborn, D. (2015). Testing the relevance of using spatial modeling to predict foraging habitat suitability around bat maternity: a case study in Mediterranean landscape. *Biological Conservation*, 192, 120-129.

Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Cavin, L., Wallace, J. M., & Park, K. J. (2013). Fragmented woodlands in agricultural landscapes: The influence of woodland character and landscape context on bats and their insect prey. *Agriculture, ecosystems & environment*, 172, 6-15.

Fukui, D. A. I., Murakami, M., Nakano, S., & Aoi, T. (2006). Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology*, 75(6), 1252-1258.

Gallocher, P. (1958). Contribution à l'étude des chiroptères en Basse-Provence, 1954-1958. *Comité Départemental de Spéléologie des Bouches-du-Rhône*, 31, 1-18.

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.

Haquart, A., Bayle, P., Cosson, E., & Rombaut, D. (1997). Chiroptères observés dans les départements des Bouches-du-Rhône et du Var. *Faune de Provence (CEEP)*, 18, 13-32.

Haquart A., Bas Y., Tranchard J. et Lagrange H. (2012). Suivi annuel continu de l'activité des chiroptères sur 10 mâts de mesure : évaluation des facteurs de risque lié à l'éolien. Biotope, Bourges. 54p.

Hayes, J. P. (1997). Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journal of Mammalogy*, 78(2), 514-524.

Hennequin A. et Dumas E. (2015). Analyse des continuités écologiques : Le cas des piémonts agricoles de l'arrière pays provençal. Aix en Provence : Agence Régionale pour l'Environnement et l'Ecodéveloppement, 96p.

Hirzel, A. H., & Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of applied ecology*, 45(5), 1372-1381.

Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., & Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological modelling*, 199(2), 142-152.

Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.

Jennings, A. P., Naim, M., Advento, A. D., Aryawan, A. A. K., Ps, S., Caliman, J. P., ... & Veron, G. (2015). Diversity and occupancy of small carnivores within oil palm plantations in central Sumatra, Indonesia. *Mammal Research*, 60(2), 181-188.

Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R., & Racey, P. A. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered species research*, 8(1-2), 93-115.

Etat des lieux des populations de chiroptères

Jones, G., & Rayner, J. M. V. (1988). Flight performance, foraging tactics and echolocation in free-living Daubenton's bats *Myotis daubentoni* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Zoology*, 215(1), 113-132.

Kayser, Y., Bayle, P., Chambouleyron, M., Disca, T., Haquart, A., & Olivier, A. (2009). Les Chauves-souris de Camargue Synthèse et actualisation des données. *Le Vespère*, 1, 36-57.

Krull, D., Schumm, A., Metzner, W., & Neuweiler, G. (1991). Foraging areas and foraging behavior in the notched-eared bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28(4), 247-253.

Kunz, T. H., & Fenton, M. B. (Eds.). (2005). *Bat ecology*. University of Chicago Press.

Laforge, A., Fonderflick, J., & Besnard, A. (2018). Projet «Trame noire»: connectivité écologiquenocturne et Chiroptères.

LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M., & Kays, R. (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape ecology*, 28(8), 1615-1630.

LIFE+ ChiroMed, 2014. – Les Chauves-souris en Méditerranée. [en Ligne] URL : <https://plan-actions-chiropteres.fr/sites/default/files/fichiers/fr_guide_technique_3amgtgitechiros_lifechiromed_light.pdf>

Lisón, F., & Calvo, J. F. (2011). The significance of water infrastructures for the conservation of bats in a semi-arid Mediterranean landscape. *Animal Conservation*, 14(5), 533-541.

MATUTINI, F., FONDERFLICK, J., COSSON, E., QUÉKENBORN, D., & BESNARD, A. (2018). Chiroptères et sélection des terrains de chasse: l'importance des variations individuelles pour la définition de mesures de conservation pertinentes.

Morris, A. D., Miller, D. A., & KALCOUNIS-RUEPPELL, M. C. (2010). Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 74(1), 26-34.

Nicholls, J. G. (1989). *The competitive ethos and democratic education*. Harvard University Press.

Rainho, A. (2007). Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 9(1), 171-181.

Rainho, A., & Palmeirim, J. M. (2011). The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. *PloS one*, 6(4), e19227.

Russ, J. M., & Montgomery, W. I. (2002). Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation*, 108(1), 49-58.

Russo, D., & Jones, G. (2002). Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology*, 258(1), 91-103.

Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A. P., & Jones, G. (2010). Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. *Biodiversity and Conservation*, 19(9), 2501-2515.

Rydell, J., Entwistle, A., & Racey, P. A. (1996). Timing of foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. *Oikos*, 243-252.

- Sattler, T., Bontadina, F., Hirzel, A. H., & Arlettaz, R. (2007). Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls for a reassessment of their conservation status. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1188-1199.
- Schlüter, D. A. (1974). Saint Girons, M.-C. Les Mammifères de France et du Benelux (Faune Marine Exceptée). Doin, Paris, 481 pp., 201. fig., October, 1973. Price, FF 138.00.
- Schober, W., Grimmberger, E., & Cuisin, M. (1991). *Guide des chauves-souris d'Europe: biologie- identification- protection*. Delachaux et Niestlé.
- Spada, M., Szentkúti, S., Zambelli, N., Mattei-Roesli, M., Moretti, M., Bontadina, F., ... & Martinoli, A. (2008). Roost selection by non-breeding Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in montane woodlands: implications for habitat management. *Acta Chiropterologica*, 10(1), 81-88.
- Steuckardt, A., Bigi, B., Portes, C., & Tellier, M. (2010). Grenelle II de l'environnement.
- Stevens, R. D. (2006). Historical processes enhance patterns of diversity along latitudinal gradients. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1599), 2283-2289.
- Turner, I. M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of applied Ecology*, 200-209.
- Vanpeene, S., Amsallem, J., Sordello, R., & Billon, L. M. (2017). *Trame verte et bleue-Bilan sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique: Concertation pour l'élaboration des SRCE* (Doctoral dissertation, irstea).
- Vaughan, N., Jones, G., & Harris, S. (1997). Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *Journal of applied ecology*, 716-730.
- Veselka, N., McErlain, D. D., Holdsworth, D. W., Eger, J. L., Chhem, R. K., Mason, M. J., ... & Fenton, M. B. (2010). A bony connection signals laryngeal echolocation in bats. *Nature*, 663(7283), 939-962.
- Walsh, A., Catto, C. M., Hutson, A. M., Langton, S., & Racey, P. A. (2003). The United Kingdom national bat monitoring programme: turning conservation goals into tangible results. In *In: Workshop on Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: problems and prospects* (TJO'Shea & M. Bogan eds) United States Department of Interior, Geological Survey, Fort Collins, Colorado (pp. 103-117).
- Warren, R. D., Waters, D. A., Altringham, J. D., & Bullock, D. J. (2000). The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation*, 92(1),
- Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., & Vaughan, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied ecology*, 40(6), 984-

CHAPITRE 2 : ETAT DES LIEUX DES POPULATIONS DE PICS (PIC VERT, PIC EPEICHE ET PIC EPEICHETTE) ET DES CONNECTIVITES LES CONCERNANT AU SEIN DES MARAIS DE LA VALLEE DES BAUX

Auteurs : Laura Templé, Timothée Schwartz

2.1 RESUME

La destruction et la fragmentation des habitats font partie des principales causes de l'érosion actuelle de la biodiversité (Torres *et al.*, 2016). En effet, ces phénomènes entravent fortement les dispersions de la faune et la flore (Baguette *et al.*, 2003, Ritchie *et al.*, 2009). En France, afin de lutter contre ces phénomènes, différents outils ont été développés afin d'identifier, d'améliorer ou de restaurer les réseaux écologiques. C'est le cas de la trame turquoise, qui vise spécifiquement les espèces dont le cycle de vie dépend à la fois des milieux aquatiques et humides et des milieux terrestres (Locquet & Clauzel, 2018). La vallée des Baux présente une grande densité d'habitats typiques de cette trame tels que des canaux, des ripisylves ou des zones humides. Cependant, la fonctionnalité du réseau reste méconnue. Les picidés sont un groupe dépendant de cette trame (Cramp, 1985). Nous avons suivi un protocole basé sur la méthode dite de « Site Occupancy » (MacKenzie *et al.*, 2002) afin d'estimer les probabilités de présence et d'abondance (Royle, 2003) des trois espèces de pics nicheuses dans la vallée (*Picus viridis*, *Dendrocopos major*, *Dryobates minor*) en intégrant leur probabilité de détection. À partir de l'étude de la répartition des pics, nous avons réalisé une analyse de connectivité pour identifier les corridors écologiques potentiels de chaque espèce en les comparant avec la trame turquoise de la vallée grâce au plugin *BioDispersal* de QGIS. Les trois espèces de pics sont bien présentes dans la vallée des Baux. La majorité des réservoirs de biodiversité est plutôt bien connectée et liée à la trame turquoise. Les ruptures de connexions entre certains réservoirs semblent refléter la mauvaise qualité des éléments de la trame turquoise, notamment au niveau de la partie Ouest du canal de la vallée des Baux.

2.2 INTRODUCTION

Les pics sont des espèces cavicoles qui s'alimentent notamment sur le bois mort, d'où leur besoin de boisements mûres et sénescents (Sevesson, 2015). Ils sont abondants au sein des milieux rivulaires tels qu'au sein des ripisylves, au bord des canaux ou dans les zones humides (Cramp *et al.*, 1985). Ces espèces semblent ainsi être de bons témoins de la qualité des continuités écologiques et donc semblent pouvoir aider à établir la trame turquoise. Seulement trois espèces de picidés sont nicheuses au sein de la Vallée des Baux : le pic vert (*Picus viridis*), le pic épeiche (*Dendrocopos major*) et le pic épeichette (*Dryobates minor*).

L'objectif de cette étude est ainsi de mieux comprendre la répartition des différents réservoirs de biodiversité des picidés et leur connectivité entre eux dans la Vallée des Baux afin de contribuer à la définition de la trame turquoise du site. Nous nous attendons (i), à ce que le pic vert, qui est une espèce ubiquiste à grand domaine vital, soit largement réparti sur la zone (Di Natale, 2010) ; (ii) nous supposons que le pic épeiche, qui est absent en Camargue et donc en limite d'aire de répartition dans la vallée et qui ne demande qu'un petit domaine vital, soit plus rare et localisé dans les zones plutôt forestières et rivulaires (Flitti *et al.*, 2009) ; (iii) enfin nous présumons que le pic épeichette, l'espèce la plus dépendante du bois mort et des ripisylves soit principalement présente au sein des éléments de la trame turquoise (Blondel, 2003).

2.3 MATERIEL ET METHODES

2.3.1 SITE D'ETUDE

Située en région PACA dans le département des Bouches du Rhône, la zone d'étude se concentre sur la Vallée des Baux. Cette vallée, d'une superficie de 5 360 hectares, se situe au sein du bassin versant Sud des Alpilles. Celui-ci se compose de trois entités du Nord au Sud, avec le massif calcaire des Alpilles au Nord et ses

fortes pentes, le piémont caractérisé par des pentes plus modestes et enfin la Vallée des Baux au Sud, réceptacle naturel des eaux du bassin versant. La Vallée des Baux est une dépression géologique qui sépare la plaine de Crau au Sud du massif des Alpilles au Nord s'étendant sur environ 30km à l'Est de la ville d'Arles (13, France). C'est un territoire plat, entouré de collines, dont l'altitude avoisine celui de la mer. On y côtoie deux ambiances marquées avec une zone humide exceptionnelle, vestige de l'ancien marais des Baux (zone Natura 2000), et de grands champs ouverts, dans le marais asséché. L'eau est l'élément fondateur de l'ambiance du territoire, notamment grâce au réseau hydrographique assez bien développé et dense (BRL Ingénierie, 2008 (a)). Ce site présente ainsi plusieurs éléments de continuités écologiques mêlant milieux aquatiques et milieux terrestres caractéristiques des trames turquoise (Figure 1).

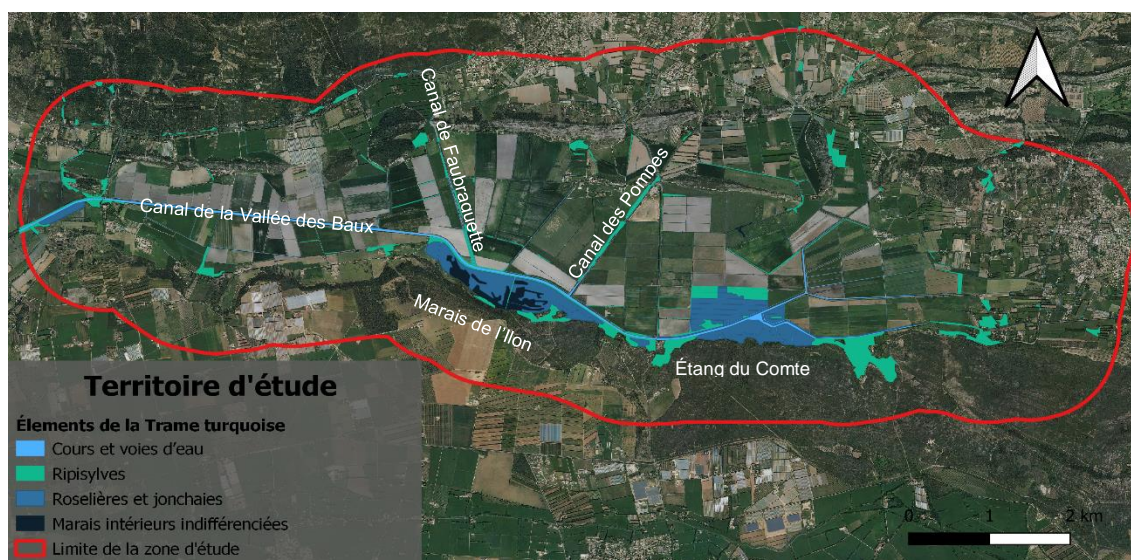


Figure 1 : Habitats typiques de la trame turquoise de la vallée des Baux

2.3.2 MODELES BIOLOGIQUES

2.3.2.1 LE PIC VERT

Le pic vert (*Picus viridis*) est l'une des espèces les plus répandues de Provence : lors de l'élaboration de l'Atlas des oiseaux nicheurs de la région, sa présence a été comptabilisée dans 87% des mailles (Flitti et al., 2009). Sa répartition y est plutôt homogène, à quelques exceptions près telles que le littoral trop rocheux ou les arbres de hautes montagnes. De précédentes études menées dans la zone d'étude ont conclu que les populations de pic vert semblaient abondantes, réparties sur toute la zone et stables au cours du temps (Tidmarsh, 2004, de Ruiter, 2008 (a), de Ruiter, 2008 (b)).

Le pic vert affectionne particulièrement les milieux avec des vieux arbres où il peut creuser une cavité pour son nid, ainsi que les étendues herbeuses suffisamment vastes abritant des fourmilières. Les ripisylves sont les milieux les plus fréquentés par ce pic, mais on peut également le trouver dans de grandes haies, les lisières et clairières ou encore les parcs et arbres isolés (Sevesson, 2015). Son régime alimentaire se compose à 90% de fourmis, mais accessoirement de vers de terre, limaçons, et occasionnellement de baies, fruits et graines. Ainsi, le pic vert se nourrit essentiellement à terre, d'où son besoin de surfaces découvertes.

Plus arboricole que forestier, le domaine vital du pic vert peut chevaucher celui d'autres individus et sa taille est estimée à environ 120-250ha (Cramp, 1985, Rolstad et al., 2000).

2.3.2.2 LE PIC EPEICHE

Plus petit que le pic vert, le pic épeiche (*Dendrocopos major*) est présent dans 80% des mailles de la région. Cependant, il ne niche pas en Camargue et se retrouve ainsi en limite d'aire de répartition dans notre zone d'étude (Flitti et al., 2009). Mise à part quelques données d'observations ponctuelles, aucune étude sur la population n'a été menée dans la zone d'étude.

Le pic épeiche affectionne particulièrement les boisements d'essences mixtes et feuillues où il peut trouver des arbres âgés pour creuser sa cavité. On le rencontre notamment dans les vastes forêts, dans des paysages plus variés et plus ouverts composés de bosquets, ripisylves, haies épaisses ou même encore dans des parcs lorsqu'on y trouve des arbres âgés. Opportuniste, le pic épeiche a de bonnes capacités d'adaptation à des conditions variées (Sevesson, 2015). Au contraire du pic vert, son régime alimentaire est très varié, principalement composé d'arthropodes mais également de graines en hiver ou même encore d'œufs et d'oisillons pendant l'été. Le domaine vital d'un pic épeiche peut également chevaucher celui d'un congénère, malgré une taille réduite comprise entre 2ha en chênaies-charmaies et 25ha dans les peuplements de chênes et de pins très âgés (Cramp, 1985, Rolstad et al., 1995, Fauvel, 2012).

2.3.2.3 LE PIC EPEICHETTE

Plus petit que le pic épeiche, le pic épeichette (*Dendrocopos minor*) n'est présent que dans 40% des mailles de la région (Flitti et al., 2009). Mise à part quelques données d'observations ponctuelles, aucune étude sur la population n'a été menée dans la zone d'étude.

Le pic épeichette est en concurrence avec le pic épeiche qui vient visiter ses nids afin de détruire ses couvées. De nature très discrète, on suppose que ses populations sont sous estimées. Plus exigeant que le pic épeiche, on le rencontre surtout dans les boisements frais et humides, les bocages, les fonds de vallée ou les ripisylves, soit les éléments que constituent la trame turquoise (Olsson *et al.*, 1992, Blondel, 2003). Il se nourrit presque exclusivement d'insectes, le plus souvent en exploitant la partie haute des arbres (Cramp, 1985). Lors de la saison de reproduction, le domaine vital du pic épeichette peut s'étendre jusqu'à 50 hectares (Wiktander et al., 2000).

2.3.3 ÉTAT DES LIEUX DES POPULATIONS DE PICIDES DE LA VALLEE DES BAUX

Nous avons suivi un protocole basé sur la méthode dite de « Site occupancy » ou dite d'occupation de sites (MacKenzie et al., 2002). Cette méthode permet de réaliser des suivis à large échelle sur des espèces rares et/ou faiblement détectables (Besnard & Salles, 2010). Cette modélisation estime le nombre de sites occupés par une espèce dans une zone. Elle est basée sur la répétition des observations durant différentes sessions sur un laps de temps court. Elle permet ainsi d'estimer la probabilité de présence (MacKenzie et al., 2002) des différentes espèces ciblées sur chaque site en intégrant la probabilité de détecter chaque espèce ou non au cours des prospections. À partir des données de comptage des individus, il est également possible d'estimer les effectifs des populations sur les sites prospectés grâce au modèles « N-mixture » (Royle, 2004).

2.3.3.1 DELIMITATION ET SELECTION DES TRANSECTS

Nous avons cartographié le réseau de routes et chemins exploitables à partir des fonds cartographiques existants (Milliot, 2021) et au moyen de photo-interprétation (Annexe 1 et 2). À partir de ce réseau, nous avons tiré aléatoirement 37 points espacés les uns des autres d'au moins 500m. Cette distance minimale (78ha) est supérieure aux domaines vitaux du pic épeiche et du pic épeichette et permet ainsi de limiter les doubles comptages. De plus, les manifestations territoriales (chants, cris ou tambourinages) des pics peuvent être

détectés jusqu'à 500m (Melletti & Penteriani, 2003). Nous avons défini 37 transects centrés sur chacun des points, les plus linéaires possibles, d'une longueur de 1km et couvrant au mieux le territoire d'étude (Figure 2).



Figure 2 : Sélection des transects et points d'écoute, réalisé sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93

2.3.3.2 PROSPECTIONS DE TERRAIN

Les prospections visaient à détecter la présence des trois espèces de pics sur les transects choisis dans la zone d'étude. Nous avons répété les prospections trois fois entre début mars et début avril, soit au cours de la période des manifestations territoriales précédant la période de reproduction mais au cours de laquelle les couples nicheurs sont déjà territorialisés (Cramp, 1985).

Sur chaque point d'écoute, nous avons réalisé une session de repasse de 15 min maximum. Les pics sont des espèces connues pour bien réagir à la méthode de la repasse. Selon leur éloignement, ils s'approchent plus ou moins près afin d'observer et peuvent vocaliser ou tambouriner en réponse (Arnaboldi & Letourneau, 2000). À chaque point d'écoute, nous commençons par 1min30 d'observation, puis nous avons 45 secondes de repasse d'une première espèce, ensuite 1min d'observation et enfin de nouveau 45 secondes de repasse. Entre chaque repasse d'espèce différentes, nous attendions 2 minutes (protocole en Annexe 3). Si l'espèce était contactée avant la fin de la repasse, nous l'arrêtions, puis attendions 2 minutes avant démarrer la repasse pour l'espèce suivante. La fiche de relevés de terrain est présentée en Annexe 4. Sur chaque transect, nous avons également relevé des paramètres descriptifs de l'habitat au cours d'un quatrième passage (Annexe 5).

2.3.4 ANALYSES STATISTIQUES

Nous avons réalisé les analyses statistiques et les modélisations avec le logiciel RStudio (version 4.1.2) (R Studio Team, 2022).

2.3.4.1 SIMPLIFICATION DES HABITATS

Afin de modéliser la probabilité de présence de nos trois espèces de pics ciblées, nous avons effectué une simplification des habitats provenant de la couche d'occupation du sol MOS (Milliot, 2021). En effet, la

présence d'un habitat étant très souvent corrélée à la présence de l'habitat voisin, nous ne pouvons pas utiliser plusieurs habitats comme variables explicatives dans une même modélisation. De plus, plusieurs dizaines d'habitats sont présents sur la zone d'étude ce qui rend peu pertinent toute analyse habitat par habitat. Ainsi, pour modéliser l'influence des surfaces d'occupation du sol, nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) à partir du package `ade4` (Dray & Dufour, 2007) pour des tampons de 500m autour des points d'écoute. L'axe 1 de l'ACP explique 12.95% de la variance totale du jeu de données, l'axe 2 9.35% et l'axe 3 8.51%, soit un total de 30.81%. Pour chacun de ses axes, différents gradients environnementaux ont pu être identifiés : un gradient allant de milieux urbains secs (réseaux routiers, bâtis) à milieux naturels humides (cours d'eau, ripisylves) pour l'axe 1, un gradient allant de paysages agricoles (cultures céréalières, prairies) à garrigues pour l'axe 2 et enfin un gradient allant milieux forestiers à d'infrastructures agricoles (serres, tunnels) pour l'axe 3 (Annexe 6).

Par ailleurs, pour les variables environnementales relevées lors des prospections terrains, nous avons vérifié la corrélation entre elles à l'aide également d'une analyse en composante principale (ACP) à partir du package `ade4` (Dray & Dufour, 2007). Le cercle des corrélations obtenu nous a permis d'identifier les variables environnementales trop corrélées entre elles telles que la présence de bois mort et de cavités. Ces variables corrélées n'ont pas été incluses dans un même modèle dans nos modélisations. Des indices de présence par transect ont été attribués aux différentes variables environnementales, allant de 0 (variable jamais présente sur le transect) à 4 (présente sur les quatre tronçons du transect).

2.3.4.2 MODELES HIERARCHIQUES

2.3.4.2.1 MODELISATION DE LA PROBABILITE DE PRESENCE

À partir des données de présence des trois espèces de pics sur chaque transect aux trois passages effectués, nous avons cherché à estimer la probabilité de détection des pics ainsi que leur probabilité de présence selon la méthode de « Site occupancy » (MacKenzie et al., 2002). Nous avons utilisé le package `unmarked` (Fiske & Chandler, 2011) pour construire nos modèles hiérarchiques. Toutes les covariables ont été centrées réduites.

Dans un premier temps, nous avons estimé les valeurs moyennes de ces deux probabilités pour les trois espèces de picidés, à partir du modèle nul. Dans un second temps, nous avons modélisé l'effet des différentes variables d'observation sur les probabilités de détection (Tableau 1). Nous avons ensuite effectué une sélection de modèles sur la base de l'AICc afin d'identifier le meilleur modèle (plus petite valeur d'AICc). Dans un troisième temps, à partir du meilleur modèle sur la détection, nous avons réitéré cette procédure pour modéliser les effets des différentes variables environnementales sur la probabilité de présence ($\Delta AICc < 2$). Des tests de qualités d'ajustement (GoF) ont ensuite été réalisés sur ces modèles afin de vérifier leur adéquation aux données ($p > 0.05$).

Tableau 1 : Variables testées dans les modèles hiérarchiques. « ² » : test de l'effet quadratique de la variable

Probabilité de détection	Probabilité de présence
Date de prospection	Indice de présence de bosquet/forêt
Date de prospection ²	Indice de présence de prairie
Heure de début	Indice de présence de ripisylve
Heure de début ²	Indice de présence de marais
Durée de la prospection	Indice de présence de culture
Durée de la prospection ²	Indice de présence de culture fruitière
Force du vent	Indice de présence de garrigue
Nébulosité	Indice de présence de haie
Nébulosité ²	Indice de présence d'arbre isolé
Bruit	Indice de présence de cavités
	Indice continuité du linéaire boisé
	Indice continuité du linéaire de ripisylve
	Épaisseur de la haie
	Hauteur des arbres maximum
	Coordonnées sur l'axe 1 de l'ACP
	Coordonnées sur l'axe 2 de l'ACP
	Coordonnées sur l'axe 3 de l'ACP

2.3.4.2.2 MODELISATION DE L'ABONDANCE

Pour cette analyse, nous nous sommes appuyés sur la méthode dite « de Royle » ou N-mixture models (Royle, 2004) qui s'appuie sur des données de comptages d'individus par site. Nous avons ainsi procédé de la même manière que pour l'analyse précédente, mais en utilisant le nombre de contacts entendus sur chaque transect à chaque passage afin d'obtenir un indice d'abondance. Nous avons utilisé le package unmarked (Fiske & Chandler, 2011).

2.3.5 CONNECTIVITE ENTRE LES RESERVOIRS DE BIODIVERSITE

Tous les cartes ont été réalisées avec le logiciel QGIS v3.26.0.

2.3.5.1 LOCALISATION ACTUELLE DES POPULATIONS

À partir des données d'observations recueillies au cours de l'étude, nous avons pu réaliser les cartes de synthèse des observations effectuées en calculant les moyennes de présence (nombre de sessions par transect avec au moins une observation /3) et de densité apparentes (somme des observations sur chaque transect à chaque passage /3) au cours des prospections terrains.

2.3.5.2 CARTOGRAPHIE DE LA TRAME TURQUOISE

2.3.5.2.1 MATRICES DE FAVORABILITE ET DE FRICTION

Appuyés par la littérature scientifique (Cramp, 1985, Flitti et *al.*, 2009) ainsi que des dires d'experts locaux mais également nos propres résultats et observations de terrain, nous avons défini pour chaque mode d'occupation du sol des coefficients de favorabilité et de friction pour chaque espèce.

La favorabilité permet l'évaluation de la qualité des milieux pour les espèces. Une notation qualitative de 0 à 3 est donnée à chaque type de milieu afin de décrire la possibilité de l'espèce cible d'y accomplir aucun (note 0) ou plusieurs de ses besoins vitaux (note 3) (Tableau 2).

Tableau 2 : Classification des coefficients de favorabilité des modes d'occupations du sol selon les conditions disponibles pour qu'une espèce puisse accomplir l'ensemble de son cycle

Code à renseigner	Signification
0	Milieu défavorable (n'accomplit aucun de ses besoins vitaux voire milieu répulsif)
1	Milieu peu favorable (peut y accomplir un de ses besoins journaliers)
2	Milieu moyennement favorable (peut y accomplir deux de ses besoins journaliers)
3	Milieu très favorable (peut y accomplir l'ensemble de son cycle de vie)

La friction permet l'évaluation de la perméabilité des milieux aux individus de chaque espèce. Une notation de 0 à 5 permet de hiérarchiser la difficulté de déplacements de l'espèce ciblée au sein de chaque mode d'occupation du sol, couplée à l'attractivité du milieu pour l'espèce. Le gradient permet de nuancer la difficulté de déplacement de l'espèce selon qu'elle soit dans un habitat facilement traversable et attractif (note 0) ou au contraire un habitat très difficilement traversable et très répulsif, entraînant une forte mortalité (note 5) (Tableau 3).

Tableau 3 : Classification des coefficients de friction des modes d'occupations du sol selon la capacité d'une espèce à traverser un milieu

Code à renseigner	Signification
0	Déplacement très aisé, habitat très favorable
1	Déplacement aisé, faible mortalité, pas d'évitement
2	Déplacement possible, mais des limitations, évitement faible
3	Déplacement peu facile, risque de mortalité, évitement modéré
4	Déplacement difficile, évitement fort, mortalité importante
5	Déplacement très difficile, habitat très défavorable et/ou mortalité élevée

Nous avons ainsi affecté un score de favorabilité et de friction pour chaque mode d'occupation du sol (Annexe 7) et pu illustrer les cartes de favorabilité et de friction pour chaque pic (Annexe 8).

2.3.5.2.2 ANALYSE DE CONNECTIVITE

Nous avons réalisé une analyse de connectivité pour identifier les corridors écologiques potentiels pour chaque espèce de pic. La connectivité peut être définie comme l'évaluation des connexions entre différentes tâches d'habitats (Avon et al., 2014). L'analyse de la connectivité a été réalisée à partir des données faunistiques relevées lors de la partie terrain de l'étude. Les travaux présentés ici se basent sur la théorie d'aires potentielles de dispersion qui permet de réaliser des corridors surfaciques à partir de l'extension QGIS *BioDispersal* (Chailloux et Amsallem, 2019). Cette théorie, basée également sur la perméabilité des milieux, permet aussi d'adapter la modélisation selon les traits de vie des espèces. La capacité de dispersion des espèces est ainsi prise en compte. Pour ce calcul, un nombre de point est attribué à l'espèce afin de traduire les ressources dont elle dispose pour traverser un milieu. Ces points sont consommés en traversant x mètres de milieu, lui occasionnant un coût de déplacement. Le coût de déplacement est calculé à partir de la capacité de dispersion de l'espèce, elle-même calculée à partir de la taille de son domaine vital (calculs décrits en Annexe 8). L'objectif est donc de simuler l'énergie dépensée ou encore la difficulté pour une espèce à traverser un élément du paysage et ainsi d'identifier la connectivité des réservoirs de biodiversité entre eux. Nous avons défini les réservoirs de biodiversité pour chaque espèce comme étant les modes d'occupation du sol avec des scores de favorabilité de 2 et 3 (soit moyennement et très favorables). Pour nos modélisations de dispersion, nous n'avons considéré que les réservoirs situés dans les tampons de 500m autour des points d'écoute où au moins un pic a été contacté. Finalement, le résultat fait apparaître des corridors surfaciques potentiels selon la matrice de friction. Ces corridors surfaciques nous permettent de prédire si les pics peuvent ou non se disperser entre les différents réservoirs de biodiversité avec présence avérée de l'espèce. Différents scénarios avec différents coefficients de friction ont été réalisés, mais seuls les plus cohérents sont présentés dans cette étude. Nous avons calculé pour le pic vert une capacité de dispersion de 892m (pour un domaine vital de 250ha), de 282m pour le pic épeiche (pour un domaine vital de 25ha) et de 399m (pour un domaine vital de 50ha) pour le pic épeichette.

2.4 RESULTATS

2.4.1 ETATS DES LIEUX DES POPULATIONS

2.4.1.1 PIC VERT

Au total, 90 contacts de pics verts ont été recensés lors des prospections terrains dont 41 à la première prospection, 26 à la deuxième et 23 à la dernière. Des pics verts ont été contactés sur 25 transects différents (68%), répartis de façon homogène sur le territoire étudié (Figure 3). L'abondance des contacts n'est en revanche pas homogène sur tout le territoire, avec un plus grand nombre de contacts recensés au Sud.

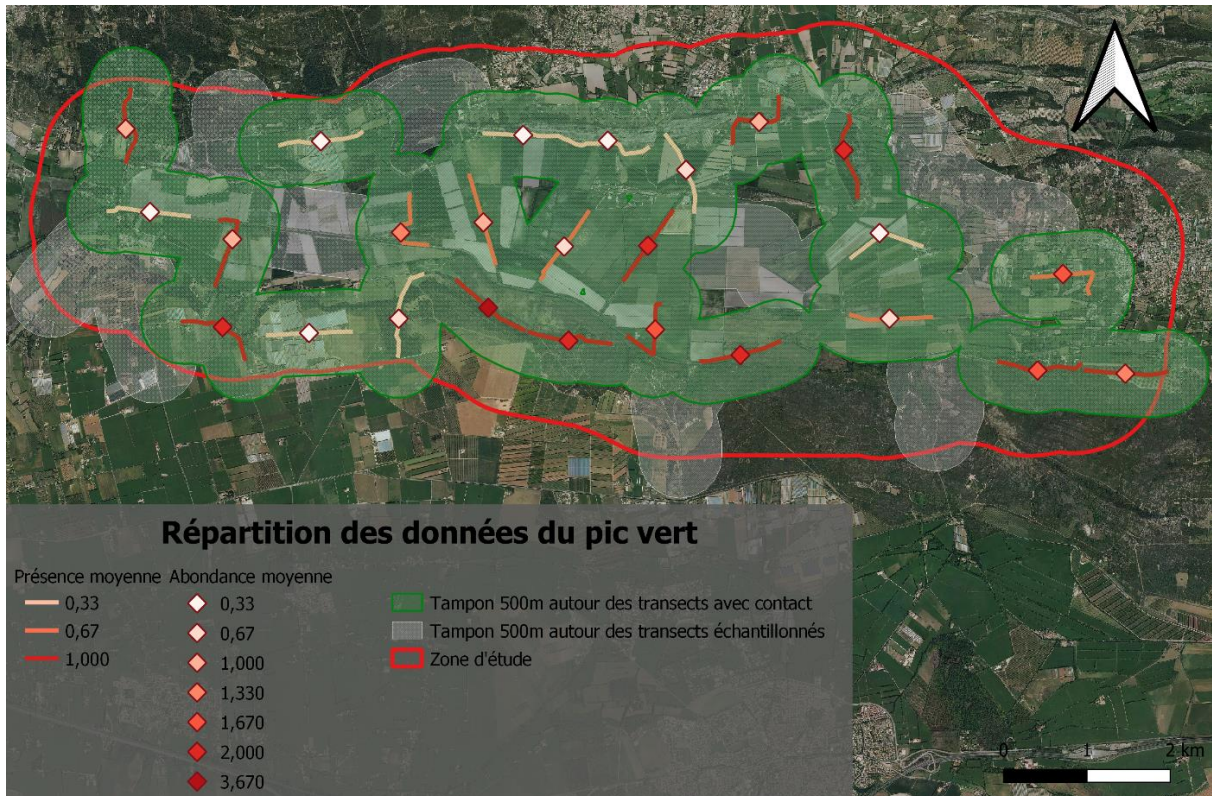


Figure 3 : Répartition des observations de pic vert dans la Vallée des Baux, au printemps 2022, réalisée sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93

2.4.1.2 PIC EPEICHE

Au total, 53 contacts de pics épeiches ont été recensés lors des prospections terrains dont 21 lors de la première, 20 lors de la deuxième et 12 lors de la dernière. Des pics épeiches ont été contactés sur 20 transects différents (54%), répartis principalement en périphérie du territoire (Figure 4). L'abondance des contacts n'est pas non plus homogène sur le territoire, avec un plus grand nombre de contacts au Sud.

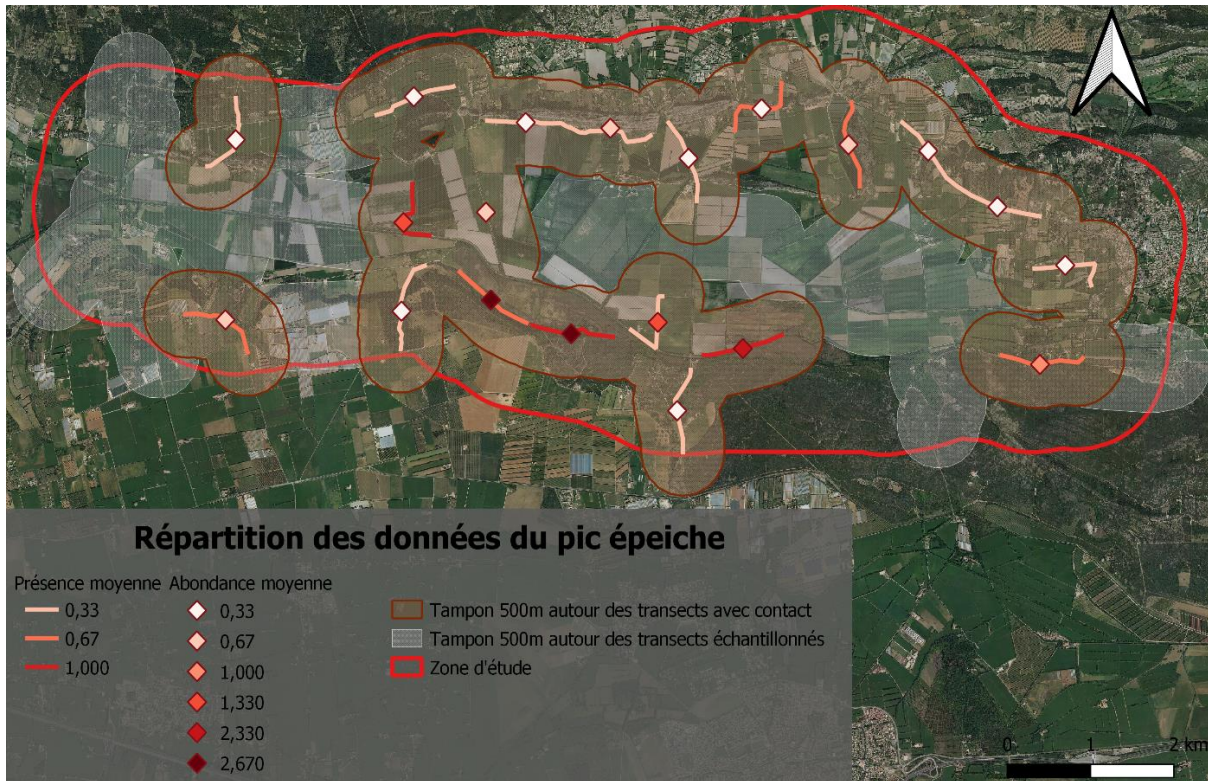


Figure 4 : Répartition des observations de pic épeiche dans la Vallée des Baux, au printemps 2022, réalisée sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93

2.4.1.3 PIC EPEICHETTE

Au total, 22 contacts avec des pics épeichettes ont été recensés lors des prospections terrains, 8 contacts à la première et 7 aux deux autres. Des pics épeichettes ont été contactés sur 14 transects différents (38%), répartis de façon très hétérogène sur le territoire. On observe en effet un noyau principal au centre et deux petits au Sud-Ouest et au Sud-Est (Figure 5). Le plus grand nombre de contacts a été recensé au centre du territoire.

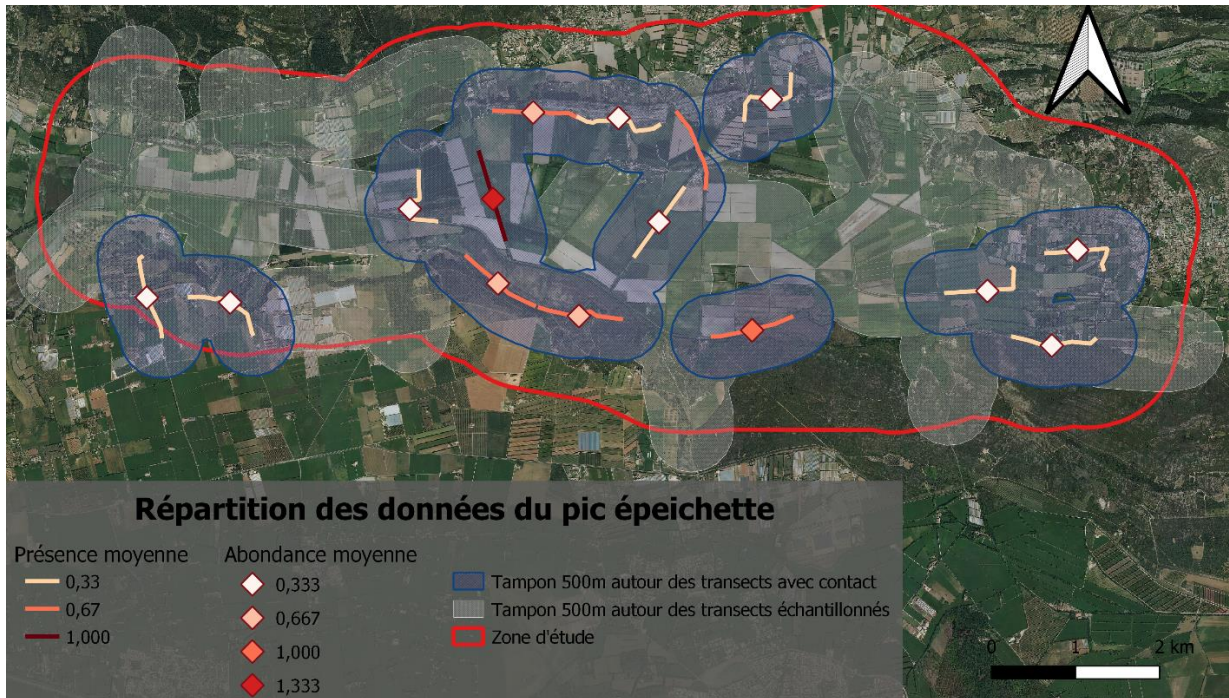


Figure 5 : Répartition des observations de pic épeichette dans la Vallée des Baux, au printemps 2022, réalisée sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93

2.4.2 INFLUENCES DE L'ENVIRONNEMENT SUR LA PRESENCE ET L'ABONDANCE DES PICS

2.4.2.1 PRESENCE DU PIC VERT

A partir des données de présence du pic vert, on estime une probabilité de détection de 0.701 [0.567 ; 0.801] et une probabilité de présence de 0.714 [0.537 ; 0.843].

Le meilleur modèle sur la probabilité de détection du pic vert, celui qui nous servira pour estimer la probabilité de présence ensuite, est celui prenant en compte un effet de la date de prospection (AICc = 133.21) (Tableau 4). Le second meilleur modèle est le modèle prenant en compte l'effet combiné de la date et l'heure de prospection (AICc = 134.99, Δ AICc = 1.78).

Tableau 4 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc_{\text{nul}}$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Date</u>	133.21	0	0.26
<u>Date + Heure</u>	134.99	1.78	0.11
Date + Vent	135.47	2.26	0.08
Date + Nébulosité	135.47	2.26	0.08
Date + Bruit	135.71	2.50	0.07
Date + Durée	135.75	2.54	0.07
Date ²	135.75	2.54	0.07
<i>Nul</i>	136.40	3.19	0.05

La date a un effet significatif négatif sur la probabilité de détection du pic vert ($z = -2.8$, $p = 0.035$) (Tableau 5). Dans le modèle combiné, l'heure a un effet négatif ($z = -0.9$) mais non significatif ($p > 0.05$).

Tableau 5 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Date	<i>Intercept</i>	0.80	0.29		
	Date	-0.71	0.34	-2.11	0.04
Date + Heure	<i>Intercept</i>	0.79	0.29		
	Date	-0.73	0.34	-2.17	0.03
	Heure	-0.23	0.27	-0.87	0.39

Le meilleur modèle sur la probabilité de présence du pic vert est le modèle prenant en compte l'effet combiné de l'indice de présence de cavités sur le transect et le gradient décrit sur l'axe 2 de l'ACP ($AICc = 127.60$) (Tableau 6). Le second meilleur modèle est celui prenant en compte un effet de l'indice de présence de cavités ($AICc = 128.80$, $\Delta AICc = 1.20$).

Tableau 6 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de présence du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc_{\text{du modèle nul}}$ sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Cavité + Axe 2</u>	127.60	0	0.20
<u>Cavité</u>	128.80	1.20	0.11
Cavité + Prairie	130.34	2.74	0.05
Bois mort	130.51	2.91	0.04
Bois mort + Axe 2	130.53	2.93	0.04
Cavité + Culture fruitière	131.35	3.75	0.03
Cavité + Garrigue	131.39	3.79	0.03
Cavité + Bosquet/forêt	131.40	3.80	0.03
Bois mort + Hauteur Arbre max.	131.40	3.80	0.03
Cavité + Ripisylve	131.42	3.82	0.03
Cavité + Linéaire ripisylve	131.44	3.84	0.03
Cavité + Haie	131.44	3.84	0.03
Cavité + Linéaire boisé	131.46	3.86	0.03
Cavité + Arbre isolé	131.50	3.89	0.03
Cavité + Axe 3	131.50	3.90	0.03
Cavité + Axe 1	131.51	3.90	0.03
Bosquet/forêt + Axe 2	132.90	5.30	0.01
Bois mort + Bosquet/forêt	133.01	5.41	0.01
Bois mort + Linéaire ripisylve	133.12	5.52	0.01
Bois mort + Garrigue	133.14	5.54	0.01
Bois mort + Ripisylve	133.15	5.55	0.01
<i>Nul</i>	133.21	5.61	0.01

Aucune variable environnementale n'a d'effet significatif ($p > 0.05$) sur la probabilité de présence du pic vert (Tableau 7). Dans le modèle combiné, le gradient décrit par l'axe 2 de l'ACP sur le MOS a un effet négatif ($z = -1.6$). L'indice de présence de cavité a un effet positif ($z = 1.6$).

Tableau 7 : Modèles hiérarchiques des probabilités de présence du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Cavité + Axe 2	<i>Intercept</i>	0.02	0.62		
	Cavité	2.89	1.67	1.72	0.09
	Axe 2	-0.69	0.42	-1.63	0.10
Cavité	<i>Intercept</i>	0.17	0.49		
	Cavité	1.19	0.74	1.61	0.11

2.4.2.2 ABONDANCE DU PIC VERT

A partir des données d'abondance du pic vert, on estime une probabilité de détection du pic vert de 0.458 [0.318 ; 0.606] et une abondance de 1.820 [1.249 ; 2.645].

Le meilleur modèle sur la probabilité de présence du pic vert, celui qui nous servira pour estimer la probabilité de présence ensuite, est le modèle prenant en compte un effet de la date de prospection (AICc = 244.04) (Tableau 8). Le second meilleur modèle est le modèle prenant en compte combiné de la date et de l'heure du début de la prospection (AICc = 245.62, Δ AICc = 1.58).

Tableau 8 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles (Δ AICc < 2) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec AICc > AICc du modèle nul sont présentés.

	AICc	Δ AICc	Poids de l'AICc
<u>Date</u>	244.04	0	0.21
<u>Date + Heure</u>	245.62	1.58	0.10
Date + Nébulosité	246.17	2.13	0.07
Date + Bruit	246.17	2.13	0.07
Date + Vent	246.57	2.53	0.06
Date + Durée	246.58	2.54	0.06
<i>Nul</i>	247.12	3.08	0.05

La date a un effet significatif négatif sur la probabilité de détection du pic vert ($z = -2.06$, $p = 0.04$) (Tableau 9). Dans le modèle combiné, il en est de même ($z < 0$) pour l'effet de l'heure mais non significativement ($p > 0.05$).

Tableau 9 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Date	<i>Intercept</i>	-0.25	0.31		
	Date	-0.47	0.22	-2.06	0.04
Date + Heure	<i>Intercept</i>	-0.32	0.32		
	Date	-0.46	0.22	-2.04	0.04
	Heure	-0.18	0.18	-0.98	0.33

Le meilleur modèle sur l'abondance du pic vert est le modèle qui prend en compte l'effet de l'indice de présence de cavités sur le transect (AICc = 235.00) (Tableau 10). Ensuite, les meilleurs modèles sont ceux qui prennent en compte l'effet combiné de l'indice de présence de cavités et de prairies (AICc = 235.38, Δ AICc = 0.38), la présence de cavités et de bosquets/forêts (AICc = 235.69, Δ AICc = 0.68), la présence de cavités et la continuité du linéaire boisé (AICc = 235.72, Δ AICc = 0.72), la présence de cavités et de ripisylve (AICc = 236.23, Δ AICc = 1.23), la présence de bois mort (AICc = 236.65, Δ AICc = 1.64), et enfin la présence de bois mort et de prairie (AICc = 236.66, Δ AICc = 1.68).

Tableau 10 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités d'abondance du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc_{\text{modèle nul}}$ sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Cavité</u>	235.00	0	0.10
<u>Cavité + Prairie</u>	235.38	0.38	0.08
<u>Cavité + Bosquet/forêt</u>	235.69	0.68	0.07
<u>Cavité + Linéaire boisé</u>	235.72	0.72	0.07
<u>Cavité + Ripisylve</u>	236.23	1.23	0.05
<u>Bois mort</u>	236.65	1.64	0.04
<u>Bois mort + Prairie</u>	236.66	1.68	0.04
Bois mort + Linéaire boisé	237.30	2.29	0.03
Cavité + Arbre isolé	237.36	2.36	0.03
Cavité + Haie	237.39	2.39	0.03
Cavité + Culture fruitière	237.52	2.52	0.03
Bois mort + Bosquet/forêt	237.54	2.54	0.03
Cavité + Axe 3	237.56	2.56	0.02
Cavité + Axe 1	237.61	2.56	0.02
Bois mort + Garrigue	237.71	2.61	0.02
Bois mort + Ripisylve	238.13	2.71	0.02
Bois mort + Linéaire ripisylve	238.21	3.13	0.02
Bois mort + Hauteur Arbre max.	238.51	3.21	0.02
Bois mort + Culture fruitière	238.73	3.51	0.01
Bois mort + Arbre isolé	238.91	3.73	0.01
Bosquet/forêt	240.36	5.36	0.01
Bosquet/forêt + Culture fruitière	241.19	6.19	0.01
<i>Nul</i>	241.24	6.24	0.00

L'indice de présence de cavité ($z = 4.0$, $p = 0.00001$) et l'indice de présence de bois mort ($z = 3.2$, $p = 0.001$) ont un effet significatif positif sur la probabilité d'abondance du pic vert (Tableau 11). Les autres variables environnementales dans les modèles combinés n'ont pas d'effet significatif ($p > 0.05$) mais un effet positif ($z > 0$) pour l'indice de présence de prairie, de bosquet/forêt, la continuité du linéaire boisé et négatif ($z < 0$) pour l'indice de présence de ripisylve.

Tableau 11 : Modèles hiérarchiques des probabilités d'abondance du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Cavité	<i>Intercept</i>	0.26	0.26		
	Cavité	0.32	0.08	3.89	0.00001
Cavité + Prairie	<i>Intercept</i>	-0.01	0.34		
	Cavité	0.34	0.08	4.03	0.0001
	Prairie	0.12	0.08	1.50	0.13
Cavité + Bosquet/forêt	<i>Intercept</i>	0.19	0.28		
	Cavité	0.28	0.09	3.09	0.002
	Bosquet/forêt	0.13	0.91	1.46	0.14
Cavité + Linéaire boisé	<i>Intercept</i>	0.06	0.31		
	Cavité	0.29	0.08	3.48	0.0005
	Linéaire boisé	0.13	0.08	1.58	0.11
Cavité + Ripisylve	<i>Intercept</i>	0.32	0.28		
	Cavité	0.37	0.08	4.16	0.0001
	Ripisylve	-0.11	0.08	-1.36	0.17
Bois mort	<i>Intercept</i>	0.25	0.27		
	Bois mort	0.28	0.08	3.26	0.001
Bois mort + Prairie	<i>Intercept</i>	-0.03	0.09		
	Bois mort	0.31	0.09	3.43	0.001
	Prairie	0.13	0.08	1.64	0.10

2.4.2.3 PRESENCE DU PIC EPEICHE

A partir des données de présence du pic épeiche, on estime une probabilité de détection de 0.466 [0.315 ; 0.624] et une probabilité de présence de 0.655 [0.419 ; 0.833].

Le meilleur modèle sur la probabilité de détection du pic épeiche, celui qui nous servira pour estimer la probabilité de présence ensuite, est le modèle qui prend en compte un effet de la date de prospection (AICc = 123.71) (Tableau 12). Le second meilleur modèle est celui avec l'effet combiné de la date et l'heure de prospection (AICc = 125.26, Δ AICc = 1.54). Le troisième meilleur modèle est celui qui prend en compte l'effet du bruit combiné avec l'effet de la date (AICc = 125.26, Δ AICc = 1.55).

Tableau 12 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Date</u>	123.71	0	0.26
<u>Date + Heure</u>	125.26	1.54	0.12
<u>Date + Bruit</u>	125.26	1.55	0.12
Date + Durée	125.75	2.03	0.10
Date + Vent	125.79	2.08	0.09
Heure ²	125.87	2.16	0.09
Date + Nébulosité	126.02	2.31	0.08
Date ²	126.09	2.38	0.08
Nébulosité ²	130.00	6.29	0.01
<i>Nul</i>	131.49	7.78	0.00

La date a un effet significatif négatif sur la probabilité de détection du pic épeiche ($z = -2.5$, $p = 0.01$) (Tableau 13). Dans les modèles combinés, il en est de même ($z < 0$) pour les effets de l'heure et le bruit mais non significativement ($p > 0.05$).

Tableau 13 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Date	<i>Intercept</i>	-0.37	0.32		
	Date	-1.35	0.54	-2.48	0.01
Date + Heure	<i>Intercept</i>	-0.65	0.44		
	Date	-1.16	0.51	-2.25	0.02
	Heure	-0.35	0.33	-1.05	0.29
Date + Bruit	<i>Intercept</i>	-0.19	0.37		
	Date	-1.32	0.52	-2.52	0.01
	Bruit	-0.30	0.33	-0.93	0.32

Le meilleur modèle sur la probabilité de présence du pic épeiche est le modèle prenant en compte l'effet de la continuité ripisylve combiné à l'effet de l'indice de présence de culture fruitière ($AICc = 121.9$) (Tableau 14). Le second meilleur modèle est celui qui prend en compte l'effet combiné de l'indice de présence culture fruitière et la continuité de la ripisylve ($AICc = 113.34$, $\Delta AICc = 1.76$).

Tableau 14 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de présence du pic vert, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc_{\text{modèle nul}}$ sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Culture fruitière + Épaisseur haie</u>	111.58	0	0.62
<u>Culture fruitière + Linéaire ripisylve</u>	113.34	1.76	0.26
Culture fruitière + Ripisylve	116.59	5.01	0.05
Épaisseur haie + Axe 1	118.71	7.13	0.02
Bois mort + Linéaire boisé	118.78	7.21	0.02
Ripisylve + Arbre isolé	120.98	9.41	0.01
Prairie + Axe 3	122.31	10.73	0.00
Haie + Épaisseur haie	122.74	11.13	0.00
Linéaire ripisylve	122.83	11.25	0.00
Linéaire ripisylve + Cavité	123.09	11.52	0.00
Culture fruitière	123.14	11.57	0.00
Épaisseur haie + Arbre isolé	123.23	11.65	0.00
Ripisylve	123.25	11.68	0.00
Ripisylve + Cavité	123.33	11.75	0.00
Linéaire ripisylve + Arbre isolé	123.56	11.98	0.00
<i>Nul</i>	123.71	12.13	0.00

Aucune variable environnementale n'a d'effet significatif ($p > 0.05$) sur la probabilité de présence du pic épeiche dans nos modèles, elles ont toutes des effets négatifs ($z < 0$) (Tableau 15).

Tableau 15 : Modèles hiérarchiques des probabilités de présence du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Culture fruitière + Épaisseur haie	<i>Intercept</i>	52.14	42.9		
	Culture fruitière	-12.11	11.3	-0.79	0.43
	Épaisseur haie	-2.98	1.52	-0.84	0.39
Culture fruitière + Linéaire ripisylve	<i>Intercept</i>	39.20	24.0		
	Culture fruitière	-18.40	12.0	-0.57	0.56
	Linéaire ripisylve	-11.40	8.60	-0.61	0.54

2.4.2.4 ABONDANCE DU PIC EPEICHE

Selon les données d'abondance du pic épeiche, sa probabilité de détection est de 0.262 [0.131 ; 0.455] et sa probabilité de présence de 1.870 [0.993 ; 3.538].

Le meilleur modèle sur la probabilité de détection du pic épeiche, celui qui nous servira pour estimer l'abondance ensuite, est le modèle prenant en compte un effet de la date combiné à l'effet de l'heure de prospection (AICc = 192.22) (Tableau 16).

Tableau 16 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Date + Heure</u>	190.22	0	0.85
Heure ²	194.43	4.21	0.10
Heure + Vent	197.36	7.14	0.02
Date + Vent	199.73	9.51	0.01
Date	200.19	9.96	0.01
Heure	201.55	11.32	0
Date + Bruit	202.53	12.31	0
Heure + Nébulosité	202.95	12.72	0
Date ²	203.51	13.29	0
Date + Nébulosité	203.87	13.64	0
Vent ²	206.54	14.62	0
Vent + Bruit	209.96	19.73	0
Vent	210.02	19.80	0
Nul	212.94	22.72	0

Dans le modèle combiné, la date ($z = -3.8$, $p = 0.0001$) et l'heure ($z = -4.4$, $p = 0.0001$) ont un effet significatif négatif sur la probabilité de détection du pic épeiche (Tableau 17).

Tableau 17 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Date + Heure	<i>Intercept</i>	-3.25	1.41		
	Date	-0.69	0.18	-3.79	0.0001
	Heure	-0.71	0.16	-4.36	0.0001

Le meilleur modèle sur l'abondance du pic épeiche est le modèle prenant en compte un effet combiné de la continuité du linéaire boisé et l'indice de présence de cavités (AICc = 178.32) (Tableau 18). Le second meilleur modèle est celui qui prend en compte un effet combiné de la continuité du linéaire boisé et le gradient de l'axe 1 de l'ACP sur le MOS (AICc = 179.41, $\Delta AICc = 1.10$). Enfin, le troisième meilleur modèle est celui qui prend en compte un effet combiné de la continuité du linéaire boisé et l'indice de présence de bois mort (AICc = 180.27, $\Delta AICc = 1.95$).

Tableau 18 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités d'abondance du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Cavité + Linéaire boisé</u>	178.32	0	0.22
<u>Axe 1 Linéaire boisé</u>	179.41	1.10	0.13
<u>Bois mort + Linéaire boisé</u>	180.27	1.95	0.07
Cavité + Linéaire ripisylve	181.02	2.70	0.06
Cavité + Épaisseur haie	181.08	2.76	0.06
Cavité	181.44	3.12	0.05
Marais + Linéaire boisé	182.08	3.77	0.03
Ripisylve + Cavité	182.18	3.86	0.03
Cavité + Axe 1	182.50	4.18	0.03
Culture fruitière + Linéaire boisé	182.69	4.38	0.03
Culture fruitière + cavité	182.94	4.62	0.02
Bosquet/forêt + Axe 1	183.16	4.85	0.02
Cavité + Axe 2	183.22	4.90	0.02
Cavité + Marais	183.54	5.22	0.02
Cavité + Bosquet/forêt	183.66	5.34	0.02
Bois mort + Linéaire ripisylve	183.81	5.49	0.02
Linéaire boisé	184.48	6.16	0.01
Axe 1	184.70	6.38	0.01
Prairie + Linéaire boisé	184.93	6.61	0.01
<i>Nul</i>	186.38	8.06	0.00

Dans les modèles combinés, l'indice de continuité du linéaire boisé ($z = 2.4$, $p = 0.02$), de présence de cavités sur le transect ($z = 3.3$, $p = 0.001$), de bois mort ($z = 2.8$, $p = 0.01$) et enfin le gradient décrit par l'axe 1 ($z = 2.7$, $p = 0.01$) ont des effets positifs significatifs sur les probabilités d'abondance du pic épeiche (Tableau 19).

Tableau 19 : Modèles hiérarchiques des probabilités d'abondance du pic épeiche, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Cavité + Linéaire boisé	<i>Intercept</i>	2.11	0.69		
	Cavité	0.29	0.09	3.26	0.001
	Linéaire boisé	0.26	0.10	2.40	0.02
Axe 1 + Linéaire boisé	<i>Intercept</i>	2.63	0.75		
	Axe 1	0.20	0.07	2.66	0.01
	Linéaire boisé	0.30	0.11	2.73	0.01
Bois mort + Linéaire boisé	<i>Intercept</i>	2.23	0.77		
	Bois mort	0.25	0.09	2.75	0.01
	Linéaire boisé	0.26	0.11	2.40	0.02

2.4.2.5 PRESENCE DU PIC EPEICHETTE

A partir des données de présence du pic épeichette, on estime une probabilité de détection de 0.388 [0.175 ; 0.552] et une probabilité de présence de 0.548 [0.264 ; 0.803].

Le meilleur modèle sur la probabilité de détection du pic épeichette, celui qui nous servira pour estimer la probabilité de présence ensuite, est le modèle prenant en compte l'heure de début de prospection (AICc = 104.11) (Tableau 20). Le second meilleur modèle est le modèle prenant en compte l'effet du bruit (AICc = 104.18, Δ AICc = 0.07).

Tableau 20 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles (Δ AICc < 2) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec AICc > AICc du modèle nul sont présentés.

	AICc	Δ AICc	Poids de l'AICc
<u>Heure</u>	104.11	0	0.09
<u>Bruit</u>	104.18	0.07	0.08
<u>Nul</u>	104.42	0.31	0.07
<u>Bruit + Heure</u>	104.50	0.39	0.07
<u>Bruit + Vent</u>	104.60	0.49	0.07
<u>Heure + Vent</u>	104.96	0.84	0.06
<u>Vent</u>	105.08	0.97	0.05
<u>Date + Heure</u>	105.17	1.06	0.05
<u>Date + Bruit</u>	105.46	1.35	0.05
<u>Date</u>	105.80	1.69	0.04

L'effet de l'heure et du bruit ont des effets négatifs ($z < 0$) non significatifs ($p < 0.05$) sur la probabilité de détection du pic épeichette (Tableau 21).

Tableau 21 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Heure	<i>Intercept</i>	-0.79	0.44		
	Heure	-0.51	0.31	-1.64	0.10
Bruit	<i>Intercept</i>	-0.56	0.46		
	Bruit	-0.80	0.51	-1.57	0.12

Le meilleur modèle sur la probabilité de présence du pic épeichette est le modèle prenant en compte l'effet combiné de l'indice de présence de haies et de la continuité du linéaire boisé (AICc = 96.13) (Tableau 22). Le second meilleur modèle est celui qui prend en compte l'effet combiné de l'épaisseur de la haie et de la continuité du linéaire boisé (AICc = 98.10, Δ AICc = 1.97).

Tableau 22 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de présence du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Haie + Linéaire boisé</u>	96.13	0	0.49
<u>Épaisseur haie + Linéaire boisé</u>	98.10	1.97	0.18
Haie + Bosquet/forêt	99.46	3.33	0.09
Haie + Cavité	103.31	7.17	0.01
Cavité	104.05	7.91	0.01
<i>Nul</i>	104.11	7.98	0.01

Aucune variable environnementale n'a d'effet significatif ($p > 0.05$) sur la probabilité de détection du pic épeichette dans nos modèles, elles ont toutes des effets positifs ($z > 0$) (Tableau 23).

Tableau 23 : Modèles hiérarchiques des probabilités de présence du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « Site occupancy ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Haie + Linéaire boisé	Intercept	-46.30	38.90		
	Haie	13.00	12.50	0.96	0.34
	Linéaire boisé	17.30	16.60	0.93	0.35
Épaisseur haie + Linéaire boisé	Intercept	-32.50	27.02		
	Épaisseur haie	4.70	3.83	0.69	0.49
	Linéaire boisé	13.10	11.99	0.69	0.49

2.4.2.6 ABONDANCE DU PIC EPEICHETTE

A partir des données d'abondance du pic épeichette, on estime une probabilité de détection de 0.220 [0.072 ; 0.513] et une probabilité d'abondance de 0.920 [0.336 ; 2.519].

Le meilleur modèle sur l'abondance du pic épeichette, celui qui nous servira pour estimer la probabilité de présence ensuite, est le modèle qui prend en compte l'effet combiné du vent et du bruit ($AICc = 116.32$) (Tableau 24). Le second meilleur modèle est celui prenant en compte l'effet du bruit ($AICc = 116.35$, $\Delta AICc = 0.03$).

Tableau 24 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités de détection du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Vent + Bruit</u>	116.32	0	0.09
<u>Bruit</u>	116.35	0.03	0.08
<u>Nul</u>	116.49	0.17	0.08
<u>Vent</u>	116.69	0.37	0.07
<u>Heure</u>	116.97	0.65	0.06
<u>Heure + Bruit</u>	117.33	1.01	0.05
<u>Heure + Vent</u>	117.34	1.02	0.04
<u>Date + Bruit</u>	117.70	1.38	0.04
<u>Date</u>	118.18	1.86	0.04

Ni l'effet du vent ni l'effet du bruit n'ont d'effet significatif ($p > 0.05$) sur la probabilité de détection du pic épeichette dans nos modèles, elles ont toutes des effets négatifs ($z < 0$) (Tableau 25).

Tableau 25 : Modèles hiérarchiques des probabilités de détection du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Bruit + Vent	<i>Intercept</i>	-1.35	0.72		
	Bruit	-0.80	0.51	-1.57	0.12
	Vent	-0.49	0.36	-1.35	0.18
Bruit	<i>Intercept</i>	-1.24	0.72		
	Bruit	-0.76	0.51	-1.51	0.13

Le meilleur modèle sur l'abondance du pic épeichette est le modèle prenant en compte l'effet de l'indice de présence de cavités combiné à l'effet de l'indice de présence d'arbre isolé sur le transect ($AICc = 112.52$) (Tableau 26). Le second meilleur modèle est celui qui prend en compte l'effet combiné de l'indice de présence de cavités et de haies ($AICc = 112.56$, $\Delta AICc = 0.04$). Ensuite, les meilleurs modèles sont ceux qui prennent en compte l'effet de l'indice de présence de cavités ($AICc = 112.72$, $\Delta AICc = 0.21$), ce dernier combiné à la hauteur maximum des arbres ($AICc = 112.90$, $\Delta AICc = 0.38$), la présence de bois mort et d'arbres isolés ($AICc = 113.12$, $\Delta AICc = 0.60$) et aux gradients décrits par l'axe 3 de l'ACP du MOS ($AICc = 114.15$, $\Delta AICc = 1.63$) et enfin la présence de marais et d'arbres isolés ($AICc = 114.18$, $\Delta AICc = 1.66$).

Tableau 26 : Sélection de modèle hiérarchique des différentes covariables sur les probabilités d'abondance du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les scores des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) ont été mis en gras et les variables explicatives associées soulignées. Seuls les modèles avec $AICc > AICc$ du modèle nul sont présentés.

	AICc	$\Delta AICc$	Poids de l'AICc
<u>Cavité + Arbre isolé</u>	112.52	0	0.07
<u>Cavité + Haie</u>	112.56	0.04	0.07
<u>Cavité</u>	112.72	0.21	0.06
<u>Cavité + Hauteur arbre max.</u>	112.90	0.38	0.04
<u>Bois mort + Arbre isolé</u>	113.12	0.60	0.04
<u>Cavité + Axe 3</u>	114.15	1.63	0.02
<u>Marais + Arbre isolé</u>	114.18	1.66	0.02
Bois mort	114.79	2.27	0.02
Épaisseur haie + Cavité	117.99	2.47	0.02
Marais + Cavité	115.05	2.53	0.02
Cavité + Axe 1	115.26	2.58	0.02
Cavité + Bosquet/forêt	115.31	2.75	0.02
Cavité + Linéaire ripisylve	115.33	2.79	0.02
Cavité + Prairie	115.33	2.80	0.02
Haie	115.65	3.13	0.01
Haie + Culture fruitière	116.31	3.79	0.01
Nul	116.32	3.80	0.01

L'indice de présence de cavités sur le transect a un effet significatif positif sur l'abondance du pic épeichette ($z = 3.0$, $p = 0.03$) (Tableau 27). Dans les modèles combinés, la hauteur maximum des arbres ($z = 2.6$, $p = 0.01$), l'indice de présence de bois mort ($z = 2.6$, $p = 0.01$), d'arbres isolés ($z = 1.9$, $p = 0.01$) et de marais ($z = 2.9$, $p = 0.003$) ont des effets significatifs positifs. L'indice de présence de haie et le gradient décrit par l'axe 3 de l'ACP sur le MOS ont également des effets positifs ($z > 0$) mais non significatifs ($p > 0.05$).

Tableau 27 : Modèles hiérarchiques des probabilités d'abondance du pic épeichette, sur les transects prospectés dans la vallée des Baux en 2022, selon la méthode « N-mixture ». Les p-values < 0.05 (la variable a un effet significatif) ont été mises en gras. ES : Erreur standard. z : sens de l'effet.

Modèle	Variable	Estimation	ES	z	P
Cavité + Arbre isolé	<i>Intercept</i>	0.84	5.11		
	Cavité	0.43	0.13	3.27	0.001
	Arbre isolé	0.23	0.12	1.86	0.04
Cavité + Haie	<i>Intercept</i>	-0.63	1.59		
	Cavité	0.41	0.14	2.89	0.004
	Haie	0.26	0.17	1.58	0.11
Cavité	<i>Intercept</i>	0.26	0.26		
	Cavité	0.43	0.14	2.99	0.03

Cavité + Hauteur arbre max.	<i>Intercept</i>	0.38	1.44		
	Cavité	0.65	0.17	3.72	0.0002
	Hauteur arbre max.	1.30	0.49	2.62	0.01
Bois mort + Arbre isolé	<i>Intercept</i>	1.69	1.31		
	Bois mort	0.35	0.13	2.58	0.01
	Arbre isolé	0.28	0.12	0.13	0.002
Cavité + Axe 3	<i>Intercept</i>	0.85	4.58		
	Cavité	0.49	0.16	3.05	0.002
	Axe 3	-0.12	0.15	-0.81	0.41
Marais + Arbre isolé	<i>Intercept</i>	0.09	1.79		
	Marais	1.03	0.35	2.91	0.003
	Arbre isolé	0.37	0.16	2.27	0.02

2.4.3 CONNECTIVITE ENTRE LES RESERVOIRS DE BIODIVERSITE DES PICS

2.4.3.1 PIC VERT

Les réservoirs de biodiversité du pic vert situés au centre de la vallée des Baux semblent bien connectés entre eux (Figure 6). Cependant, les noyaux situés au Nord-Ouest et au Sud-Est ne semblent pas connectés.

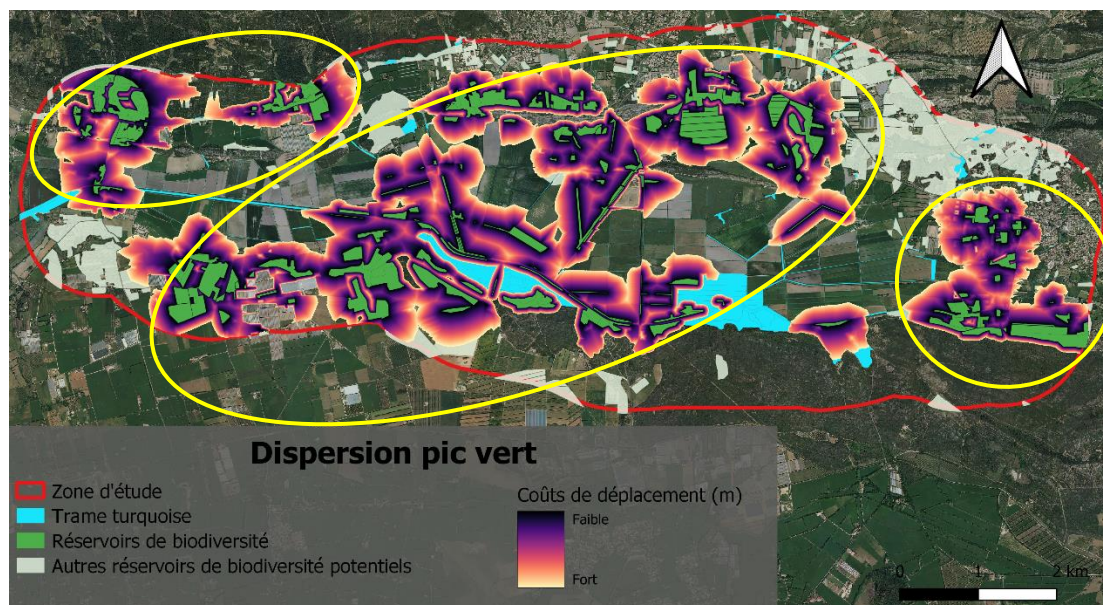


Figure 6 : Analyse de la connectivité du pic vert en Vallée des Baux au printemps 2022 avec le logiciel *BioDispersal* pour une estimation d'aire potentielle de dispersion de 892m.

2.4.3.2 PIC EPEICHE

Les réservoirs de biodiversité du pic épeiche situés au Nord semblent être connectés avec ceux du Sud par le canal de Faubraguette (Figure 7). Seuls deux réservoirs de biodiversité situés à l'Est ne semblent pas connectés.

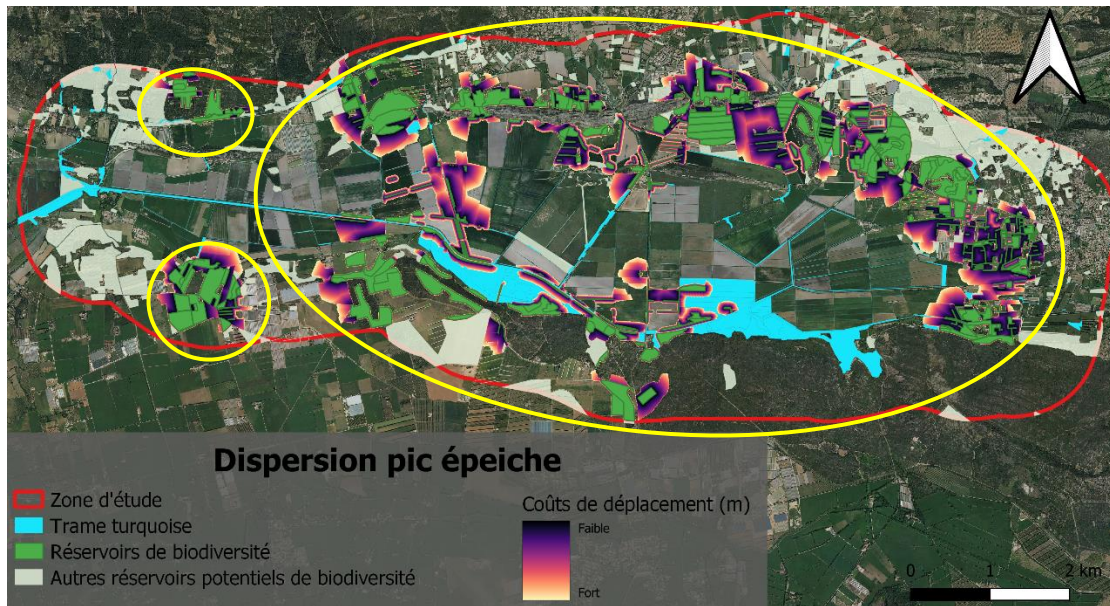


Figure 7 : Analyse de la connectivité du pic épeiche en Vallée des Baux au printemps 2022 avec le logiciel *BioDispersal* pour une estimation d'aire potentielle de dispersion de 282m.

2.4.3.3 PIC EPEICHETTE

Les réservoirs de biodiversité du pic épeichette semblent connectés entre eux au centre de la zone d'étude. Cependant, ce noyau central semble déconnecté des deux noyaux Sud-Ouest et Est (Figure 8).

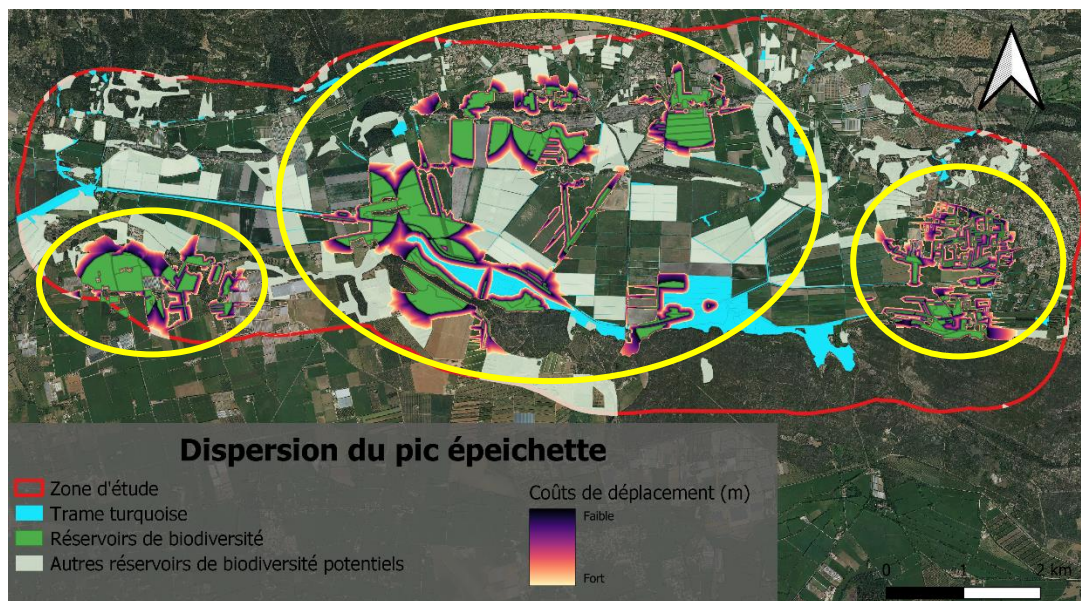


Figure 8 : Analyse de la connectivité du pic épeichette en Vallée des Baux au printemps 2022 avec le logiciel *BioDispersal* pour une estimation d'aire potentielle de dispersion de 399m.

2.5 DISCUSSION

2.5.1 ETAT DES LIEUX DES POPULATIONS DE PICIDES DANS LA VALLEE DES BAUX

Nos résultats montrent que le pic vert, le pic épeiche et le pic épeichette sont tous trois bien établis dans la vallée des Baux. Le pic vert est bien l'espèce dont la répartition est la plus large et homogène sur tout le territoire, ce qui confirme notre hypothèse. Ses populations semblent se concentrer essentiellement au Sud du territoire et plus particulièrement au niveau du canal de la vallée des Baux et du marais de l'Ilon et de l'étang du Comte. Cependant, ce noyau semble parfaitement connecté aux individus présents au nord de la zone d'étude, notamment via le canal des Pompes et le canal de Faubraguette. En revanche, les noyaux nord-ouest et sud-est apparaissent plus isolés. Le pic vert n'a pas été détecté au sein de plusieurs réservoirs potentiels localisés entre ces différents noyaux, ce qui y questionne la qualité des habitats présents pour cette espèce. Nos résultats montrent que, dans la vallée des Baux, la présence et l'abondance du pic vert sont influencées par la quantité de cavités disponibles, et de ce fait par la quantité de bois sénescents et morts, ainsi que par la proximité de parcelles de prairies. Ces deux éléments confirment les connaissances sur l'écologie de l'espèce : étant cavicole, le pic vert a besoin d'arbres à bois tendre ou malades pour y creuser son gîte (Legrand & Bartoli, 2005). De plus, sa principale source d'alimentation étant les fourmis, il est demandeur de vastes étendues herbeuses (Flitti et al., 2009). Enfin, notre étude a montré que l'abondance du pic vert était inversement liée à la présence de ripisylve. Ce résultat surprenant, contraire à la plupart des publications scientifiques sur l'espèce (Cramp, 1985, Blondel, 2003, Flitti et al., 2009, Sevesson, 2015), pourrait illustrer un mauvais état écologique des ripisylves dans la vallée des Baux (Janssen et al., 2021).

Le pic épeiche se localise plus en périphérie du territoire, avec une répartition assez large et des populations particulièrement denses au sud du territoire au niveau du marais de l'Ilon et de l'étang du Comte. De petits noyaux de populations isolés sont localisés à l'ouest du territoire. Le reste de la population semble bien connecté notamment par le canal de Faubraguette qui permet les échanges entre les individus du Nord et du Sud du territoire. Le pic épeiche est globalement plus abondant qu'attendu, avec une abondance apparente égale à celle du pic vert malgré une probabilité de présence légèrement plus faible. La vallée des Baux pourrait donc lui fournir des conditions environnementales favorables. Nos résultats montrent que les populations locales de pic épeiche semblent être plus abondantes en présence d'une grande quantité de bois mort et de cavités. Ce pic est en effet très dépendant de la présence d'habitat d'arbre assez âgés afin d'y creuser ses loges (Legrand & Bartoli, 2005). Il est ainsi peu présent au sein des cultures fruitières, qui sont essentiellement des oliveraies dans notre zone d'étude, gérées de manière conventionnelle à intensive (BRL, 2008 (b)). Or, le pic épeiche ne semble pas exploiter ce type d'agriculture (Martínez-Núñez et al., 2021). Les secteurs périphériques où il est présent sont caractérisés par des petits parcellaires agricoles et un paysage de type bocager avec de nombreuses haies et des boisements. Nos résultats indiquent d'ailleurs que son abondance est influencée positivement par la continuité du linéaire boisé. En effet, le pic épeiche affectionne les forêts vastes dans les paysages variés et ouverts (Flitti et al., 2009). Au contraire, il est absent des plaines céréalières situées au centre de la zone d'étude où le réseau de haies est beaucoup plus réduit et les boisements absents, à l'exception des ripisylves (Annexe 2). Nos résultats montrent d'ailleurs que la présence de l'espèce est inversement corrélée à la continuité du linéaire de ripisylve. Pourtant, il semble plus abondant dans les milieux naturels humides (gradient décrit par l'axe 1 de l'ACP sur les habitats). Ces deux tendances peuvent refléter une préférence du pic épeiche pour une matrice paysagère composée d'une grande diversité d'habitats. En effet, le pic épeiche est une espèce élitique et opportuniste qui peut s'adapter à des conditions variées et qui préfère très souvent les habitats composés d'arbres isolés et dispersés (Cramp, 1985, Flitti et al., 2009).

La population de pic épeichette est localisée principalement au centre de la vallée des Baux, entre le canal de Faubraguette, le marais de l'Ilon et l'étang du Comte, conformément à notre hypothèse. On note trois

principaux noyaux : un central autour du marais de l'Ilon et des rochers de la Pène, un à l'Ouest au Sud de Barbegal, et un à l'est près du village de Mouriès. Ces noyaux ne sont pas connectés directement mais des habitats a priori favorables et non occupés sont présents dans les espaces les séparant. Le pic épeichette était l'espèce la moins bien détectée et avec la plus faible probabilité de présence et la plus faible abondance estimées par nos modèles. De même que pour les deux autres espèces de pics de notre étude et conformément à la littérature, l'abondance du pic épeichette est corrélée à la disponibilité en bois morts et cavités dans la vallée des Baux (Cramp, 1985). La présence et l'abondance du pic épeichette semblent être corrélées dans la vallée des Baux à la présence de haies épaisses et connectées entre elles et avec des zones plus forestières. Nos résultats indiquent que son abondance semble aussi liée à la présence d'arbres isolés, que l'on retrouve couramment le long des canaux de la vallée des Baux. Cette tendance va de paire avec la corrélation positive observée entre la présence de marais et l'abondance de ce pic. Ces résultats illustrent un fort attrait de l'espèce pour les éléments de la trame turquoise (Olsson, 1998).

2.5.2 CONNECTIVITE ET FONCTIONNALITE DE LA TRAME TURQUOISE

Le développement agricole dans la vallée des Baux a fortement réduit les surfaces des espaces naturels et humides, passant ainsi de 3500ha à 700ha, au moyen du drainage intensif au cours du 20^e siècle pour la production céréalière (Huot, 2004). Pour autant, de précédentes études dans la vallée des Baux ont permis de constater la présence d'un réseau hydrologique fonctionnel, notamment pour les cistudes d'Europe (Schwartz, et al., 2021). Ce réseau est principalement constitué par les canaux et roubines permettant le drainage des terres. Quant aux zones humides relictuelles, elles sont globalement bien conservées et peu artificialisées, comme par exemple le marais de l'Ilon (Gosch & Schwartz, 2010, Rocarpin et al., 2019). L'étude des populations de picidés permet cependant de combler des lacunes de connaissances sur la fonctionnalité du réseau écologique du territoire, en particulier pour les ripisylves et autres éléments arborés typiques de la trame turquoise.

Malgré les fortes inondations de la vallée en 2003 et en 2008 qui ont engendré de fortes fuites des populations locales de pic vert notamment à la suite de la perte de leur principale source d'alimentation, les fourmis (Horne, 2004, Tron, 2004, Lancaster, 2008, de Ruiter, 2008 (a)), le pic vert semble s'être de nouveau bien implanté dans toute la vallée. Cependant il reste rare voir absent au sein de certaines zones centrales de la vallée des Baux, secteurs qui ne contiennent d'ailleurs ni ripisylves ni habitat favorable à l'espèce et sont plutôt des zones ouvertes de grande culture. Le développement de ripisylve et la plantation de haies de feuillus pourrait contribuer à la colonisation de ces secteurs dans le futur. Globalement les secteurs de présence et les couloirs de dispersion potentiels du pic vert que nous avons modélisés ne correspondent pas totalement aux éléments de la trame turquoise présents sur le site. En particulier, certaines parties du canal de la vallée des Baux, à l'Ouest et à l'Est, ne sont pas favorables à la présence de l'espèce et ne constituent pas des corridors de dispersion fonctionnels. Il serait donc intéressant d'y envisager la plantation de ripisylve ou d'alignement de feuillus le long de ces linéaires.

Le pic épeiche est probablement l'espèce étudiée ici la moins dépendante des éléments de la Trame turquoise (Cramp, 1985, Flitti et al., 2009, Sevesson, 2015), même si le canal de Faubraguette au centre du territoire pourrait constituer un corridor majeur entre les individus situés au sud et au nord de la zone d'étude. Le marais de l'Ilon constitue également un écosystème très fréquenté par l'espèce. Ainsi la restauration de zones humides de grande surface et de boisements feuillus attenants pourrait favoriser la présence de cette espèce au cœur de la vallée des Baux.

Les noyaux de population de pic épeichette dans la vallée des Baux semblent bien plus localisés, et présents principalement au centre de la zone d'étude, soit là où on trouve la plus grande partie des éléments de la Trame turquoise du territoire et également ceux en meilleurs états (Fava-Verdè & MacKay, 2003). Les éléments de la Trame turquoise sont fortement liés à la présence et à l'abondance de cette espèce.

Globalement, la modélisation de la dispersion des populations de ces trois espèces de pics met en avant deux ruptures de connectivité le long de la Trame turquoise : la partie Ouest du canal de la vallée des Baux et l'étang du Comte. Au contraire, les canaux de Faubraguette et des Pompes apparaissent comme les principaux corridors permettant la circulation des picidés entre le nord et le sud de la vallée des Baux. Leur conservation et en particulier celle de la ripisylve qui les borde, apparaît comme un enjeu prioritaire pour la fonctionnalité de la trame turquoise du territoire. Le long des canaux, nous préconisons une limitation de la coupe des arbres afin de garder une continuité des linéaires boisés et permettre le développement spontané des ripisylves. Le canal de la vallée des Baux ne joue pas suffisamment son rôle de corridor est-ouest pour les espèces de pics. De grands linéaires de ce canal ne sont pas bordés de ripisylve (à l'est et à l'ouest du marais de l'Ilon). Le développement de la ripisylve le long de ce canal structurant apparaît comme un enjeu prioritaire pour la fonctionnalité de la trame turquoise de la vallée des Baux. Les zones humides, et particulièrement le marais de l'Ilon, constituent les réservoirs les plus importants. Même si une partie du marais de l'Ilon est classé en réserve naturelle, des mesures de protections étendues à l'ensemble des zones humides pourraient favoriser les espèces présentes tels que les trois espèces de pics étudiées ici. Enfin, le développement des haies de feuillues et un mode de gestion moins intensif permettraient de développer un maillage fonctionnel au sein du parcellaire de grandes cultures constituant la majorité du cœur de la vallée des Baux. Les plantations doivent préférentiellement compter des essences variées afin de convenir aux trois espèces de pics nicheuses ainsi qu'aux autres espèces qui pourraient en profiter. Le pic vert n'affectionnera par exemple pas des plantations de conifères serrées même s'il peut parfois tolérer des mélèzes et pinèdes ouvertes quand le sous étage feuillu abonde de fourmilières (Cramp, 1985). De plus, les pics verts sont sensibles aux changements répétés de pâturage (Cramp, 1985), nous recommandons donc de conserver et de développer une gestion pastorale des prairies.

2.6 CONCLUSIONS

Les modélisations hiérarchiques, notamment le modèle « Site occupancy », peuvent être utilisées pour prédire la présence d'espèces dans de nouveaux sites et permettre ainsi d'étendre l'étude de leur lien avec la trame turquoise à une plus grande zone (Shmueli, 2010). Cependant, ils n'assurent pas une modélisation parfaite des probabilités de présence et de l'abondance (Kendall & White, 2009). En effet, le modèle N-mixture, notamment, connaît quelques limites quant à l'émigration, les doubles comptages ou la variation de la probabilité de détection entre les sessions d'échantillonnages, ce qui peut produire des résultats biaisés, donnant des surestimations substantielles de l'abondance des espèces (Duarte et al., 2018, Link et al., 2018). L'incorporation correcte de l'hétérogénéité de la probabilité de détection est donc essentielle pour obtenir des estimations utiles et une connaissance appropriée de la biologie des espèces peut être extrêmement importante pour identifier et mesurer avec précision les variables qui peuvent décrire cette variabilité (Duarte et al., 2018). Ainsi, les conclusions émanant des modèles hiérarchiques, qui plus est N-mixture, sont délicats, notamment lors d'absence de significativité. Nous pouvons prendre l'exemple de l'effet de l'épaisseur de la haie qui va à l'encontre de ce qu'on connaît sur l'écologie du pic épeiche (Cramp, 1985, Flitti et al., 2009, Henckel, 2015, Sevesson, 2015). En revanche, la qualité des estimations semble pouvoir être améliorée en augmentant l'effort d'échantillonnage (Ficetola et al., 2018).

La théorie d'aires potentielles de dispersion induit qu'un individu qui se déplace ait déjà connaissance de son environnement et évaluerait chaque chemin en fonction de l'énergie que lui coûterait sa traversée (Brunstein et al., 2018). Cependant, dans la réalité, une espèce ne traverse non seulement pas toujours des habitats qui lui sont favorables, ni en empruntant forcément le chemin qui lui coûte le moins d'énergie (LaPoint et al., 2013). Il est ainsi important de réaliser différents scénarios en appliquant différentes valeurs de capacité de dispersion minimale et maximale ainsi que différents coefficients de friction, ce qui prendrait en compte ainsi la capacité de l'espèce à traverser des milieux défavorables. De plus, il est essentiel de constater que les valeurs de friction affectées aux différents modes d'occupation du sol conditionnent la modélisation des corridors de dispersion.

Finalement, cette étude nous a permis de confirmer la présence des trois espèces de pics sur de nombreux sites de la vallée des Baux là où elles étaient connues, suspectées ou non. Le pic épeichette semble être le modèle le plus représentatif de la trame turquoise car il est le plus dépendant des milieux humides (Cramp, 1985, Flitti et al., 2009, Sevesson, 2015). Étudier les populations de pic vert et de pic épeiche semble en revanche venir compléter l'étude de la qualité des réseaux écologiques de la vallée. Afin d'aller plus loin dans l'étude de la trame turquoise de la zone d'étude, il serait intéressant d'étudier en outre d'autres espèces plus dépendantes des milieux humides telles que le Campagnol amphibie ou le castor. Enfin, étudier et améliorer la trame turquoise dans la vallée des Baux peut également profiter à bon nombre d'espèces, liées de près ou de loin à la qualité de cette dernière. Par exemple, la vallée des Baux accueille parmi les plus fortes densités de rolliers d'Europe connues en France (10% des effectifs nationaux). Ces derniers nichent abondamment dans les cavités creusées par les pics dans la ripisylve (Rocarpin et al., 2019, Sanchez & Schwartz, 2021).

2.7 BIBLIOGRAPHIE

- Allag-Dhuisme F., J. Amsallem, C. Barthod, M. Deshayes, V. Graffin, C. Lefeuvre & J. Trouvilliez, 2010. Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques : premier document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France (Doctoral dissertation, irstea).
- Amsallem J., M. Deshayes, & M. Bonneville, 2010. Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux Territoires*. **3**:40-45.
- Arnaboldi F. & C. Letourneau, 2000. Le Pic mar *Dendrocopos medius* en forêt domaniale de Rambouillet (Yvelines) : historique, distribution, effectifs, densités.
- Avon C., L. Bergès & P. Roche, 2014. Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne. *Sciences Eaux & Territoires*. **14**:14-19.
- Baguette M., G. Mennechez, S. Petit & N. Schtickzelle, 2003. Effect of habitat fragmentation on dispersal in the butterfly *Proclissiana Eumonia*. *CR Biologies*. **326, Suppl. 1**: 200-209.
- Bennett G., 1991. *VERS UN RESEAU ECOLOGIQUE EUROPEEN*. Arnhem. Institut pour une Politique Européenne de l'Environnement.
- Besnard A. & J. M. Salles, 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL). PACA Pôle Natura 2000.
- Blondel J., 2003. L'avifaune des ripisylves méditerranéennes. *Forêts Méditerranéennes*. **24** (3):249-256.
- BRL Ingénierie, 2008 (a). Etude hydraulique du Bassin Versant Sud des Alpilles. Phase 2 : inventaire de l'état des ouvrages.
- BRL Ingénierie, 2008 (b). Etude hydraulique du Bassin Versant Sud des Alpilles. Phase 4 : agriculture, qualité, paysage et milieux.
- Brooks R. T., 2009. Habitat-Associated and Temporal Patterns of Bat Activity in a Diverse Forest Landscape of Southern New England, USA. *Biodiversity and Conservation* **18**:529-45
- Brunstein D., D. Mouralis, D. Grancher & B. Varoutsikos, 2018. Dépasser la méthode de moindre coût pour mesurer l'accessibilité. CIST2018 - Représenter les territoires / Representing territories. Rouen, France : Collège international des sciences territoriales (CIST), p. 396-402.

- Burel F. & J. Baudry, 1999. *ÉCOLOGIE DU PAYSAGE, CONCEPTS, METHODES ET APPLICATIONS*. Paris, Tec & Doc.
- Calabrese J.M. & W. F. Fagan, 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *FRONT. ECOL. ENVIRON.* 2:529-536.
- Chailloux M. & J. Amsallem, 2019. Notice d'utilisation du plugin « BioDispersal » v1.0. Irstea - Centre de ressources Trame Verte et Bleue, p. 12.
- Chevalier, R., F. Archaux, B. Dessanges, A. Evette, M. Girondin, A. Jeliakov & A. Zahm, 2020. FRAPVAL: Forêts et Ripisylves Anciennes des Petites Vallées de la Puisaye (Rapport scientifique) (Doctoral dissertation, INRAE, UR EFNO; INRAE, UR HYCAR; INRAE, UR LESSEM; IGN, service de l'inventaire forestier; CRPF Bourgogne-Franche-Comté; La Régie rivière de la Fédération des eaux Puisaye-Forterre (Toucy, 89); EPAGE de Montargis (45)).
- Cramp S., 1985. Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. **4**.
- Delahaye L., A. Derouaux & W. Delvingt, 2002. La modélisation des habitats : un outil pour la gestion écologique de nos forêts. Application au Pic épeichette (*Dendrocopos minor*) en Ardenne.
- Di Narale, B., 2010. Les Pics du département du Rhône. *Bourgogne Nature* : 179-189.
- Dray S. & A. Dufour, 2007. « The Ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists ». *Journal of Statistical Software.* **22** (4).
- Duarte A., M.J. Adams & J.T. Peterson, 2018. Fitting N-mixture models to count data with unmodeled heterogeneity: Bias, diagnostics, and alternative approaches. *Ecological modelling.* **374**:51-59.
- Fahrig L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487-515.
- Fauvel B., 2012. Oiseaux des bois en Forêt d'Orient : les pics. *Rendez-vous techniques. HS n°6*. ONF.
- Fava-Verde A. & A. MacKay, 2003. Hydrobiological study of the Vallée des Baux
- Ficetola G.F., B. Barzaghi, & A. Melotto, 2018. N-mixture models reliably estimate the abundance of small vertebrates. *Sci Rep* **8**, 10357.
- Fiske I. & R. Chandler, 2011. « unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance ». *Journal of Statistical Software.* **43** (10): 1:23.
- Flitti A., B. Kabouche, Y. Kayser & G. Oliosio, 2009. Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côtes-d'Azur. LPO PACA. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Gosch L. & T. Schwartz, 2010. Rapport d'étude sur la situation hydrologique du marais de l'Ilon Ouest. A ROCHA France.
- Heller N. E. & Zavaleta E. S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change : A review of 22 years of recommendations. *Biology Conservation.* **142**: 14-32
- Henckel L., 2015. *EFFET DE L'HETEROGENEITE DES PAYSAGES AGRICOLES (COMPOSITION ET CONFIGURATION) ET DE L'INTENSIFICATION DES PRATIQUES CULTURALES SUR LA STRUCTURE DES COMMUNAUTES ECOLOGIQUES (OISEAUX ET ADVENTICES) EN SYSTEMES INTENSIFS TEMPERES*. Thèse de doctorale GAIA, Montpellier : Université de Montpellier II.

- Horne F., 2004. The Nutrient Removal Efficiency of the Wetland 'Marais de l'Ilon', La Vallée des Baux South of France. A ROCHA France.
- Janin A., 2011. *EVALUER LA CONNECTIVITE EN PAYSAGE FRAGMENTE : DE L'ÉCOLOGIE COMPORTEMENTALE A LA BIOLOGIE DE LA CONSERVATION*. Sciences agricoles. Université Claude Bernard - Lyon I.
- Janssen P., A. Evette, L. Bergès, P. Gonin, L. Larrieu, M. Dajoux & A. Ladet, 2021. Évaluer la qualité des boisements riverains avec l'Indice de Biodiversité et de Connectivité des Ripisylves (IBCR): une étude de cas avec les communautés d'oiseaux. *Natura*. **21**:293-307.
- Jongman R. H. G., 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape & Urban Plan*. **32**: 169-183.
- Kendall W. L. & G. C. White, 2009. A cautionary note on substituting subunits for repeated temporal sampling in studies of site occupancy. *Journal of Applied Ecology*. **46**:1182- 1188
- Lancaster J., 2008. Bilan des inondations de Novembre 2008 en vallée des Baux.
- LaPoint S., P. Gallery, M. Wikelski & R. Kays, 2013. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*. **28(8)**:1615-1630.
- Legrand P., & M. Bartoli, 2005. Des pics et des arbres. *Revue forestière française*. **57(6)**:513-524.
- Lienert J., 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *J. Nature Conservation*. **12**: 53- 72
- Link W. A., M.R. Schofield, R.J. Barker, & J.R. Sauer, 2018. On the Robustness of N-mixture models. *Ecology*.
- Locquet A. & C. Clauzel, 2018. Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux. *Cybergeo : European Journal of Geography*.
- Lovaty F., 1984. Sur l'organisation du peuplement de pics épeiches, mars et épeichettes nichant dans une vieille futaie de chênes. *Le Grand-Duc*. **26**:33-36.
- MacKenzie D.I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, & C. A. Langtimm, 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. **83**:2248–2255.
- Martínez-Núñez C., PJ Rey, AJ Manzaneda, D. García, R. Tarifa & JL. Molina, 2021. Les oiseaux insectivores ne sont pas des agents antiparasitaires efficaces dans les oliveraies. *Écologie fondamentale et appliquée*. **56**:270-280.
- Melletti, M. & V. Penteriani, 2003. Sélection d'arbres de nidification et d'alimentation chez le pic à dos blanc en voie de disparition, *Dendrocopos leucotos* lilfordi. *Le bulletin Wilson*. **115** (3), 299-306.
- Milliot P-L., 2021. Synthèse entre les modes d'occupation du sol régional et du PNR des Alpilles. A Rocha France.
- Morelle K., F. Lehaire & P. Lejeune, 2016. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*. **5**: 53-73
- Myczko, Ł., ZM. Rosin, P. Skorka, P. Wylegała, M. Tobolka, M. Fliszkiewicz & P. Tryjanowski, 2013. Effets de l'intensité de la gestion et des caractéristiques du verger sur les communautés d'oiseaux en

- hiver. *Recherche écologique*. **28 (3)**:503-512.
- Olsson, O., I. N. Nilsson, S. G. Nilsson, B. Pettersson, A. Stagen, & U. Wiktander, 1992. Habitat preferences of the lesser spotted woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Fennica*. **69**:119-119.
- Olsson O., 1998. Trough the eyes of a woodpecker : understanding habitat selection, territory quality and reproductive decisions from individual behaviour. Thèse de Doctorat, Lund University.
- Opdam P., E. Steingröver & S. Van Rooij, 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape & Urban Planification*. **75**:322-332
- Ritchie L.E., M. G. Betts, G. Forbes & K. Vernes, 2009. Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*. **257**:1920-1929.
- Rocarpin P., Schwartz T., Pirastru J-M., Blanc R., Brunet-Carbonero V., Dispa M., 2019. Plan de gestion marais de l'Ilon 2019-2026 – section A.
- Rolstad J., E. Rolstad & P. K. Stokke, 1995. Feeding habitat and nest-site selection of breeding Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*. *Ornis Fennica*. **7(2)**:62-71.
- Rolstad J., B. Løken & E. Rolstad, 2000. Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia*. **124(1)**:116-129.
- Royle J.A., 2004. « N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts ». *Biometrics*. **60 (1)**: 108-15.
- RStudio Team, 2022. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- De Ruiter M., 2008 (a). Green Xoodpecker survey 2007 Vallée des Baux January.
- De Ruiter M., 2008 (b). Green Xoodpecker survey 2007 Vallée des Baux March.
- Sanchez M. & Schwartz T., 2021. Suivi de la reproduction de la population du Rollier d'Europe (*Coracias garrulus*) dans la Vallée des Baux pendant la période de reproduction 2021. Rapports scientifiques A Rocha France. A Rocha France, 14p.
- Schwartz T., T. Diaz Valera & G. Delmas, 2021. Etat des lieux des populations de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* et de leur connectivité au sein des marais de la Vallée des Baux. Rapport d'étude. A Rocha France, 42p.
- Sevesson L., 2015. Le guide ornitho. Delachaux et Niestlé. 446 p
- Shmueli G., 2010. To explain or to predict ?. *Sciences statistiques*. **25 (3)**:289-310.
- Sneck-Daligault E., 2015. Etude des picidés et des coléoptères saproxyliques d'intérêt communautaire sur la zone Natura 2000 de Petite Montagne du Jura en vue d'une stratégie d'action forestière.
- Sordello R., 2017. Trame verte et bleue : bilan des besoins, enjeux et actions de connaissance identifiés par les Schémas régionaux de cohérence écologique. *Naturae*. **10**: 1-22.
- Spitznagel A., 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the Upper Rhine Valley, p. 117-146.
- Stephens S. E., D. N. Koons, J. J. Rotella & D. W. Willey, 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting

- success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biology Conservation*. **115**: 101-110
- Stoate, C, N. D. Boatman, R. J. Borralho, C. Rio Carvalho, G. R. de Snoo, & P. Eden, 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**:337-65.
- Taylor P.D., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure, *OIKOS*. **68**:571-573.
- Tidmarsh R., 2004. Survey of Green Woodpecker (*Picus viridis*) numbers in the vallée des Baux.
- Torres A., J. A. Jaeger & J. C. Alonso, 2016. Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development. *PNAS USA*. **113**: 8472-8477
- Tron F., 2004. Inondation de la vallée des Baux durant l'hiver 2003-2004 : une évaluation écologique. A ROCHA France.
- Turner I. M., 1996. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology* **33**:200-209.
- Wiktander U., O. Olsson & S. G. Nilsson, 2000. Parental care and social mating system in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Journal of Avian Biology*. **31**(4):447-456.

CHAPITRE 3 : ETAT DES LIEUX DES POPULATIONS DE DEUX MAMMIFERES SEMI-AQUATIQUES (CAMPAGNOL AMPHIBIE ET CASTOR D'EURASIE) ET DES CONNECTIVITES LES CONCERNANT AU SEIN DES MARAIS DE LA VALLEE DES BAUX

Timothée Schwartz, Jeanne Forcade, Mar Sanchez, César Garcia et Matisse Barouh

3.1 RESUME

Les mammifères semi-aquatiques ont été peu étudiés sur le territoire des marais de la vallée des Baux, au sud du massif des Alpilles. Or ces espèces peuvent constituer de bons indicateurs pour définir la qualité des réseaux écologiques liés à la trame turquoise d'un territoire. Nous avons réalisé des prospections spécifiques afin de définir l'état des lieux de deux espèces de mammifères aquatiques présentes sur le territoire : le Castor d'Eurasie et le Campagnol amphibie. Nos protocoles se sont basés sur la recherche d'indices de présence de ces espèces au sein des habitats favorables à la présence de ces deux espèces. Nos résultats montrent que le Campagnol amphibie est présent sur une grande partie de la zone d'étude et constitue un bon indicateur des zones enherbées humides. A l'inverse, très peu d'indices de Castor d'Eurasie ont été trouvés. Celui-ci constitue néanmoins un bon indicateur potentiel de la qualité des ripisylves. A partir de modélisation des aires potentielles de dispersion de ces deux espèces, nous avons pu identifier des zones de bonne fonctionnalité de la trame turquoise ainsi que des zones de faible fonctionnalité pour ces deux espèces. Certains secteurs n'ont pas pu être prospectés au cours de l'étude et des prospections complémentaires permettraient d'affiner nos connaissances sur la répartition de ces espèces et sur la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour les mammifères semi-aquatiques.

3.2 INTRODUCTION

Le Campagnol amphibie *Arvicola sapidus* est une espèce inféodée aux milieux aquatiques. Il habite les rives des cours d'eau lents, des marais, des mares, étangs et lacs (Schliter, 1974). Cette espèce apparaît comme étant en régression en France en liaison avec l'expansion des gros rongeurs aquatiques introduits (rat musqué *Ondatra zibethicus*, ragondin *Myocastor coypus*) (Le Louarn & Quéré, 2003).

Le Castor d'Eurasie *Castor fiber* est présent sur le marais des baux également, il est lié à la présence de ripisylves et de bordures boisées de canaux.

L'objectif de cette étude était de dresser un état des lieux sur l'utilisation et l'état actuel des corridors écologiques inclus dans la trame turquoise pour le Campagnol amphibie et le Castor d'Eurasie. Il s'agissait également d'identifier les principaux obstacles physiques venant freiner voire stopper la dispersion des individus le long des linéaires de la trame turquoise. Il s'agissait enfin d'identifier des préconisations de gestion à mettre en place pour maintenir et restaurer la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour ces deux espèces.

Des traces de présence du Castor d'Eurasie sont régulièrement observées sur la zone d'étude, notamment par l'association A Rocha lors de ses prospections de terrain sur le territoire. Cependant, le nombre de traces trouvées reste faible et très localisé (51 observations indirectes de 2009 à 2021 sur la base SILENE FAUNE, soit moins de 4 observations par an en moyenne). Nous nous attendions donc à ne rencontrer que très peu d'indices de présences du castor durant les prospections.

Les attentes autour de la prospection du Campagnol amphibie étaient moins précises. L'espèce a subi un déclin important au 20ème siècle et l'état des populations au niveau national était mal connu (Rigaux 2015). Des traces de présence ont été découvertes dans la Vallée des Baux lors de l'enquête nationale réalisée en 2008 (Françoise Poitevin, com. Pers.), puis en 2018 par l'association A Rocha. Ces précédentes observations laissaient espérer que des indices de présence seraient bien détectés mais en faible nombre.

3.3 MATERIELS ET METHODES

3.3.1 MODELES D'ETUDE

3.3.1.1 LE CAMPAGNOL AMPHIBIE

Le Campagnol amphibie est un rongeur semi-aquatique et le plus grand des campagnols. Il pèse entre 160 et 280 grammes. Il ne présente presque aucune adaptation morphologique à la vie en milieu aquatique, si ce n'est un pelage plus dense que celui d'autres campagnols. Le Campagnol amphibie nage et plonge parfaitement. Il peut fréquenter des milieux aquatiques extrêmement divers, des marais littoraux jusqu'aux tourbières de montagne à plus de 2200 mètres d'altitude dans les Pyrénées. Son habitat doit présenter des berges riches en végétation herbacée. Cette végétation doit être suffisamment haute pour lui permette une circulation abritée à la surface du sol et au bord immédiat de l'eau. Il creuse un terrier dans la berge, dont l'entrée est le plus souvent immergée. Dans certains milieux sans berge définie, il peut établir un nid dans la végétation dense. Le Campagnol amphibie est herbivore. Il se nourrit de toutes sortes de végétaux herbacés poussant au bord de l'eau ou dans l'eau. Les Campagnols amphibies vivent en groupes de quelques individus (2-6) fréquentant un domaine vital long généralement de 50 à 200 mètres (Mate et al. 2013) en milieu linéaire (cours d'eau).

Ils sont actifs toute l'année. La reproduction a principalement lieu entre mars et septembre, mais elle est possible le reste de l'année si les conditions climatiques sont très clémentes (Noblet 2005; Quéré et Le Louarn 2011; Rigaux 2015). Le Campagnol amphibie aménage des galeries dans la végétation herbacée. C'est dans ces galeries ou sur ses zones de circulation le long des berges que l'on retrouve ses principaux indices de présence : latrines avec présence de nombreuses crottes de forme et de taille typique (1cm de long pour 5mm de large, extrémités identiques et arrondies, crottes généralement vert brillant lorsqu'elles sont fraîches), empreintes, terriers et réfectories. Ces derniers sont parsemés de tronçons de joncs, roseaux et autres végétaux d'une longueur généralement supérieure à 10cm. A noter que crottes et places d'alimentation peuvent être confondues avec celles du Campagnol agreste *Microtus agrestis*, en particulier pour les jeunes individus.

3.3.1.2 LE CASTOR D'EURASIE

Le Castor d'Eurasie est le plus grand rongeur indigène d'Europe et celui qui présente les plus fortes adaptations à la vie aquatique dans son aire de répartition. Il mesure entre 80 et 110 cm de long et pèse environ 20 kg (jusqu'à 38 kg). Son pelage est très dense, ses pieds postérieurs sont palmés, sa queue est aplatie. Le Castor d'Eurasie vit dans des milieux aquatiques présentant principalement les caractéristiques suivantes : une hauteur d'eau suffisante pour lui garantir la sécurité au moins localement par plongée, un régime hydrique non torrentiel ou au courant pas trop élevé, des rives offrant une ressource alimentaire végétale abondante sous forme herbacée et ligneuse à moins d'une dizaine voire d'une trentaine de mètres de l'eau, et enfin des berges ou un milieu permettant l'installation de gîtes. Les milieux occupés peuvent être des cours d'eau, des plans d'eau ou des marais.

Le Castor est herbivore. Il se nourrit d'herbacées et principalement d'espèces végétales ligneuses dont il mange les feuilles voire l'écorce. Les arbustes, fourrés ligneux et arbres à bois tendre des ripisylves sont particulièrement appréciés. Le Castor est capable d'abattre des arbres presque sans limite de diamètre du tronc, pour se nourrir du houppier et/ou utiliser les branches. C'est un bâtisseur remarquable. Ses gîtes sont le plus souvent des terriers qu'il creuse dans la berge et dont l'entrée est immergée. Le Castor peut aussi bâtir des barrages sur les cours d'eau afin d'en élever le niveau pour sa sécurité. Il est actif toute l'année.

Les indices de présence du castor sont nombreux et typiques : marques de dents, copeaux et écorçage sur troncs et branches, sentes d'alimentation et empreinte (pied palmé de grande taille), places odorantes (odeur camphrée), huttes.

3.3.2 PROTOCOLES DE TERRAIN

Pour ces deux espèces, qui restent très discrètes, il s'agissait de prospecter prioritairement les secteurs a priori favorables à la présence de ces deux espèces. Nous avons divisé la zone d'études en mailles carrées de 1x1 km (Figure 3).

3.3.2.1 LE CAMPAGNOL AMPHIBIE

Nous avons recherché la présence du Campagnol amphibie sur la zone d'étude en nous inspirant du protocole d'enquête nationale Campagnol amphibie (Rigaux, Poitevin, et Besnard 2008). Au sein de chaque maille, nous avons défini au moins deux transects de 100m, positionnés dans des zones considérées comme étant les plus susceptibles d'accueillir le Campagnol amphibie : berges de canaux, de roubines, d'étangs ou de marais avec présence de milieu herbacé. Dans le cas d'une zone humide sans cours d'eau délimité, le tronçon est un transect de 100 m de long sur une bande de 1m de large, la position du transect étant laissée à l'appréciation de l'observateur. La localisation des transects a été choisie en fonction de l'accessibilité des sites et de la favorabilité des habitats. Dans la mesure du possible, un ou deux transects supplémentaires ont été établis au sein des carrés sur des secteurs a priori moins favorables (végétation rase, buissonnante ou forestière).

Chaque transect a été prospecté par une recherche active des indices de présence. La recherche de ces indices a été effectuée en parcourant minutieusement les transects, en fouillant la végétation herbacée des berges et en inspectant la limite entre l'eau et la berge. La présence de ces indices permet d'affirmer de façon fiable la présence du Campagnol amphibie. L'absence de tout indice de présence sur le transect permet à l'inverse de conclure sur l'absence probable de l'espèce sur le site prospecté.

Pour chaque tronçon parcouru, les variables environnementales suivantes ont été renseignées (cf. fiche de terrain, annexe 1) :

- type de tronçon ("type") : 3 modalités : canal (code type=1), fossé (code type=2) et zone humide sans cours d'eau défini (code type=3). Dans le cas des types 1 et 2, la profondeur est également relevée, avec 2 modalités : < 50 cm (code profondeur=A) et > 50 cm (code profondeur=B), ainsi que la largeur avec 5 modalités : 0-50 cm (code largeur=A) ; 50 cm-1 m (code largeur=B) ; 1-2 m (code largeur=C) ; 2-5 m (code largeur=D) ; >5m (code largeur=E).

- recouvrement en végétation aquatique (immergée ou émergée) : 4 modalités : absente (code veget_aqua=A) ; 0-25% de la surface du lit (code veget_aqua=B) ; 25-50% de la surface du lit (code veget_aqua=C) ; 50-100% de la surface du lit (code veget_aqua=D).

- végétation dominante (dans la strate inférieure, i.e. entre 0 et 50 cm de hauteur) située entre 0 et

50 cm des berges (depuis le bord de l'eau) : 5 modalités : végétation herbacée hygrophile > 30 cm de haut (code RG_1=A) ; végétation herbacée non hygrophile > 30 cm de haut (code RG_1=B) ; végétation herbacée < 30 cm de haut, ou éparse, ou sol nu (code RG_1=C) ; végétation buissonnante (code RG_1=D) ; autre (code RG_1=E). Ces données sont relevées sur la rive prospectée uniquement, sauf pour les zones humides (code type=3) pour lesquels cette information est toujours enregistrée sur la rive gauche (choix arbitraire).

- milieu dominant situé entre 50 cm et 2 m des berges (depuis le bord de l'eau) : 5 modalités : prairie non humide, ou autre végétation herbacée non hygrophile (code RG_2=A) ; prairie humide, zone humide diverse (code RG_2=B) ; végétation ligneuse (code RG_2=C) ; culture (code RG_2=D) ; zone urbanisée (code RG_2=E). Ces données sont relevées sur la rive prospectée uniquement, sauf pour les zones humides (code type=3) pour lesquels seule la rive gauche est renseignée (choix arbitraire).

- milieu dominant situé entre 2 m et 100 m des berges (depuis le bord de l'eau) : 6 modalités : prairie à végétation non hygrophile (code RG_3=A) ; prairie humide, zone humide (code RG_3=B) ; grande culture (code RG_3=C) ; lande buissonnante, bois (code RG_3=D) ; zone urbanisée (code RG_3=E) ; autre (code RG_3=6). Ces données

sont relevées sur la rive prospectée uniquement, sauf pour zones humides (code type=3) pour lesquels seule la rive gauche est renseignée (choix arbitraire).

Ainsi 71 transects de 100m ont été prospectés au sein de 36 mailles.

3.3.2.2 LE CASTOR D'EURASIE

Nous avons prospecté l'ensemble des habitats favorables au Castor d'Eurasie au sein de chaque maille de 1x1km, en particulier les ripisylves, à la recherche d'indices de présence (écorçage, arbre abattu, empreintes, copeaux, tiges coupées en biseaux, etc). Chaque indice de présence a été géolocalisé, décrit (type d'indice et essence de l'arbre écorcé le cas échéant) et une description du milieu environnant a été menée, comprenant la rive du canal concernée le cas échéant, la distance à l'eau, et la présence de différents habitats (Ripisylve, roselière, végétation herbacée, végétation buissonnante ou autre) (cf. fiche de terrain, annexe 2).

3.3.3 ANALYSE DES DONNEES

3.3.3.1 CARTOGRAPHIE DE LA CONNECTIVITE

3.3.3.1.1 GENERALITES

3.3.3.1.1.1 LOCALISATION DES ESPECES

Nous avons cartographié la présence du Campagnol amphibie et du Castor d'Eurasie sous QGIS (v.3.16.7) à partir des données de présence issues des protocoles de terrain. Pour chaque espèce, chaque donnée de présence a été cartographiée sous la forme d'un fichier de type « Shapefile Point ». Pour le Campagnol amphibie, nous avons utilisé les coordonnées du centre du transect pour localiser la présence de l'espèce, lorsqu'au moins un indice de présence avait été observé en le prospectant. Pour le Castor d'Eurasie, la localisation précise de chaque indice a été utilisée. Du fait du faible nombre d'observations réalisées au cours des prospections, nous avons également utilisé les observations effectuées sur la zone d'étude disponibles sur la base de données SILENE FAUNE.

3.3.3.1.1.2 METHODE DES AIRES POTENTIELLES DE DISPERSION

La méthode des aires potentielles de dispersion est une méthode qui permet de modéliser des corridors écologiques en se basant sur la perméabilité des milieux. Il s'agit de prendre en compte la capacité de dispersion des espèces pour modéliser leurs déplacements potentiels. Pour chaque type d'occupation du sol et pour chaque espèce, un nombre de points est attribué afin de traduire les ressources dont l'espèce dispose pour traverser ce milieu. Ces points sont « consommés » en traversant « x » mètres de milieu, ce qui permet de modéliser un coût de déplacement. On construit ainsi une matrice de friction. Cette approche permet donc de simuler l'énergie dépensée ou encore la difficulté pour une espèce à traverser un élément du paysage. Le résultat fait apparaître des corridors surfaciques potentiels selon la matrice de friction. Pour cela, on construit une cartographie de l'occupation sous format raster sous logiciel cartographique, et on attribue une valeur d'occupation du sol et un coefficient de perméabilité correspondant à chaque pixel. Pour faciliter les modélisations, on regroupe généralement différents modes d'occupation du sol au sein de classes de perméabilité avec chacune leur coefficient de perméabilité propre. Une valeur seuil, le coût maximal de déplacement, correspondant à la capacité maximale de dispersion, doit être fixée pour chaque espèce étudiée. Il peut s'agir par exemple de la distance maximale qu'un individu d'une espèce donnée peut parcourir en une journée, ou encore du diamètre du domaine vitale d'un individu reproducteur. On peut ainsi modéliser des corridors surfaciques, équivalents à l'ensemble des chemins empruntés jusqu'à atteindre une valeur seuil. Ils permettent de mettre en évidence les zones potentiellement atteignables par des individus se déplaçant de manière aléatoire dans le paysage. Les chemins et corridors surfaciques peuvent être modélisés à partir de nombreux outils de SIG, comme BioDispersal

(Chailloux et Amsellem 2018). C'est la méthode la plus commune dans les études opérationnelles pour les études Trame Verte et Bleue préalables aux documents de planification (Vanpeene et al. 2017).

Le choix des coefficients est une étape cruciale de la méthode. Une des limites est qu'il est souvent difficile de construire les matrices de friction car les informations permettant de hiérarchiser les capacités d'une espèce à traverser différents milieux et donc de définir les coefficients de perméabilité sont rares. Une autre limite est que, dans la réalité, un individu n'emprunte pas forcément le chemin qui lui coûte le moins d'énergie (LaPoint et al. 2013).

Pour chaque espèce étudiée, nous avons modélisé la connectivité en partant du postulat que les individus connaissent l'environnement paysager et qu'ils se déplacent de manière optimale jusqu'à l'épuisement de leur capacité de dispersion donnée sous forme de jauge énergétique proportionnelle à la distance maximale de dispersion ou jusqu'à atteindre un autre patch d'habitat potentiel (Bonte et al. 2012).

3.3.3.1.1.3 CARTOGRAPHIE DE LA FAVORABILITE

Cartographier la favorabilité du milieu est une étape préalable indispensable à l'analyse de connectivité. Il s'agit de construire une matrice de favorabilité en attribuant un coefficient de favorabilité à chaque mode d'occupation du sol. La valeur du coefficient va dépendre de la capacité de l'espèce étudiée de réaliser tout ou partie de ses besoins vitaux au sein d'un mode d'occupation du sol donné. Il est alors possible de cartographier les secteurs les plus favorables à une espèce sur un territoire donné. L'identification de ces zones est importante car en les croisant avec les données de présence des espèces, elles permettent d'identifier les réservoirs de biodiversité à partir desquels l'analyse de connectivité sera réalisée. Nous avons choisi d'attribuer une notation qualitative de 0 à 3 à chaque mode d'occupation du sol afin de décrire la possibilité de l'espèce cible d'y accomplir aucun (note 0) ou plusieurs de ses besoins vitaux (note jusqu'à 3) (Tableau 1). Ces coefficients sont issus de dires d'experts et de la bibliographie sur l'écologie de chaque espèce.

Tableau 1 : Signification des coefficients de favorabilité attribués aux différents modes d'occupation du sol selon la capacité des espèces à y réaliser l'ensemble de leur cycle de vie

Coefficient	Signification
0	Milieu défavorable (l'espèce n'accomplit aucun de ses besoins vitaux voire le milieu lui est répulsif)
1	Milieu peu favorable (l'espèce peut y accomplir un de ses besoins journaliers)
2	Milieu moyennement favorable (l'espèce peut y accomplir deux de ses besoins journaliers)
3	Milieu très favorable (l'espèce peut y accomplir l'ensemble de son cycle de vie si la superficie est suffisante)

3.3.3.1.1.4 CONSTRUCTION DE LA MATRICE DE FRICTION

Pour chaque type de milieu, le coefficient de friction correspond à la distance que l'espèce est capable de traverser. Ainsi pour un coefficient de friction de 1 et une résolution de matrice de 1, une espèce est capable de parcourir une distance équivalente à sa capacité de dispersion. Pour un coefficient de friction de 50, la distance qu'elle peut traverser est 50 fois plus faible. Cette distance n'étant pas connue a priori pour chacun des modes d'occupation du sol, nous avons regroupé les milieux en six classes de perméabilité et attribué des valeurs de coefficient à dire d'expert pour chacune des classes (cf Tableau 2). Ces classes ont été définies de façon à nuancer la difficulté de déplacement de l'espèce étudiée selon qu'elle soit dans un habitat favorable avec une

forte perméabilité et un faible coût pour la survie des individus, ou au contraire dans un habitat peu perméable et entraînant une forte mortalité.

Tableau 2 : Signification des classes de perméabilité attribuées aux différents modes d'occupation du sol selon la capacité des espèces traverser ces habitats et valeur des coefficients de friction correspondants utilisés pour modéliser l'aire potentielle de dispersion du Campagnol amphibie

Coefficient	Signification
1	Déplacement très aisé, habitat très favorable
3	Déplacement aisé, faible mortalité, pas d'évitement
6	Déplacement possible, mais des limitations, évitement faible
12	Déplacement peu facile, risque de mortalité, évitement modéré
25	Déplacement difficile, évitement fort, mortalité importante
50	Déplacement très difficile, habitat très défavorable et/ou mortalité élevée

3.3.3.1.1.5 ESTIMATION DU COUT MAXIMAL DE DEPLACEMENT

Pour estimer le coût maximal de déplacement de chaque espèce, nous sommes partis de leur capacité de dispersion. La capacité de dispersion peut être estimée à partir de la taille du domaine vital des individus reproducteurs d'une espèce donnée.

Pour le Campagnol amphibie, nous avons considéré une capacité de dispersion minimale de 200m, correspondant à la taille de son domaine vital. Nous avons également modélisé les capacités de dispersion à 500m (dispersion moyenne observée pour l'espèce en Espagne (Centeno-Cuadros et al. 2011)) et à 1000m (l'espèce étant capable de disperser sur plusieurs kilomètres (Rigaux 2015)).

Le domaine vital du castor peut s'étendre de 1 km à 5 km sur une section de cours d'eau mais il ne se déplace généralement que de quelques mètres sur les rives bordant les cours d'eau habités (Fustec et al. 2001). Nous avons donc considéré une capacité de dispersion minimale de 500m. Nous avons également modélisé une capacité de dispersion de 5000m.

Le coût maximal de déplacement est ensuite défini en fonction de la résolution cartographique choisie et du plus faible coefficient de friction. Le calcul était le suivant :

$$\text{Coûtmaxdédéplacement} = \frac{\text{capacitédedispersion}}{\text{résolutiondelamatrice}} \times \text{coefdefrictionmin}$$

Ainsi, pour une résolution cartographique de 1m² et un coefficient de friction minimum de 1, le coût maximal de déplacement en mètres est égal à la capacité de dispersion de l'espèce. En revanche, si la résolution cartographique est de 10m² et le coefficient de friction minimum est égal à 5, le coût maximal de déplacement est égal à 50% de la capacité de dispersion.

3.3.3.1.2 CARTOGRAPHIE DE LA CONNECTIVITE REALISEE POUR NOS MODELES BIOLOGIQUES

3.3.3.1.2.1 CARTOGRAPHIE DE LA FAVORABILITE

Pour chacune des espèces, nous avons construit une matrice de favorabilité à partir des coefficients attribués à chaque mode d'occupation du sol à dire d'expert et à partir de la bibliographie (cf. Annexes 3 et 4).

3.3.3.1.2.2 DEFINITION DES RESERVOIRS

Pour le Campagnol amphibie, nous avons défini les réservoirs de biodiversité à partir des transects au sein desquels la présence de l'espèce a été observée. Nous avons défini des zones tampons de 200m autour de ces transects, distance correspondant au linéaire de berges utilisé par l'espèce au sein de son domaine vital (Mate et al. 2013), englobant ainsi les structures et milieux proches. Nous avons considéré que les modes d'occupation du sol avec des scores de favorabilité de 2 et 3 étaient des réservoirs potentiels pour l'espèce. Ainsi, nous avons défini les réservoirs de biodiversité comme les pixels avec un coefficient de favorabilité de 2 ou 3 situés au sein des zones tampons autour des transects avec présence du campagnol.

Pour le castor, au vu du faible nombre d'observations d'indices de présence au cours des prospections, nous avons défini des zones tampons autour des différents indices localisés au cours de l'étude et présents dans la base de données SILENE FAUNE. Nous avons défini une zone tampon de 500m autour de chaque indice de présence. Ainsi, nous avons défini les réservoirs de biodiversité du castor comme les pixels avec un coefficient de favorabilité de 2 ou 3 situés au sein des zones tampons autour des indices de présence du castor.

3.3.3.1.2.3 COEFFICIENTS DE FRICTION UTILISES

Pour chacune des espèces, nous avons construit une matrice de friction à partir des coefficients attribués à chaque mode d'occupation du sol à dire d'expert et selon la bibliographie (cf. Annexes 3 et 4). Pour le campagnol, nous avons utilisé les valeurs des coefficients de friction du tableau 2.

Pour le castor, nous avons adapté les coefficients de friction afin de représenter sa propension à ne pas s'éloigner de plus de quelques mètres du cours d'eau. Nous avons ainsi fortement augmenté la valeur des coefficients pour les classes de perméabilité les moins favorables (tableau 3).

Tableau 3 : Signification des classes de perméabilité attribuées aux différents modes d'occupation du sol selon la capacité des espèces traverser ces habitats et valeur des coefficients de friction correspondants utilisés pour modéliser l'aire potentielle de dispersion du Castor d'Eurasie

Coefficient	Signification
1	Déplacement très aisé, habitat très favorable
250	Déplacement aisé, faible mortalité, pas d'évitement
500	Déplacement possible, mais des limitations, évitement faible
1000	Déplacement peu facile, risque de mortalité, évitement modéré
3000	Déplacement difficile, évitement fort, mortalité importante
5000	Déplacement très difficile, habitat très défavorable et/ou mortalité élevée

3.3.3.1.2.4 CARTOGRAPHIE DES AIRES POTENTIELLES DE DISPERSION

Finalement, nous avons utilisé le logiciel Biodispersal (Chailloux et Amsallem 2018) dans QGIS pour cartographier les aires potentielles de dispersion du Campagnol amphibie et du Castor d'Eurasie à partir des matrices de favorabilité et de friction ainsi que des réservoirs de biodiversités définis pour chaque espèce.

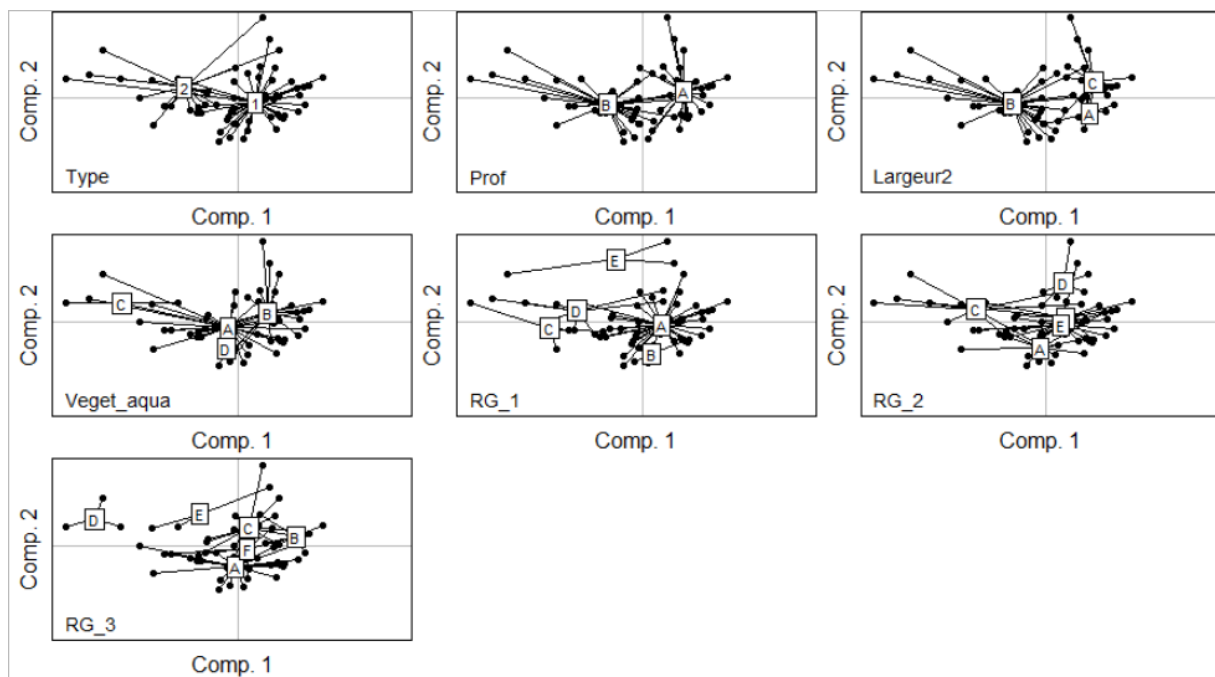
3.3.3.2 MODELISATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA PRESENCE DES ESPECES SUR LA ZONE D'ETUDE

Les analyses décrites ci-dessous n'ont pas été menées pour le castor du fait du peu d'indices observés au cours de l'étude. Ce faible jeu de données ne permet pas d'analyser les liens entre la typologie du milieu et la présence de l'espèce. Les analyses décrites ci-dessous concernent donc uniquement le Campagnol amphibie.

Nous avons testé l'effet des variables environnementales relevées sur le terrain, sur la probabilité de présence du Campagnol amphibie au sein des transects prospectés. Nous avons utilisé des Modèles Linéaires Généralisés (GLM, Nicholls 1989), avec une distribution binomiale et une fonction lien logit. Nous nous sommes limités à analyser les transects localisés le long de fossés ou de canaux (type=1 ou 2, représentant 93% des transects) car certaines variables environnementales n'ont pas été relevées sur les transects réalisés au sein des zones humides.

Les variables descriptives des transects pouvant être corrélées entre elles, nous avons réalisé une ACM (Analyse des Correspondances Multipiles) à l'aide des package RVAIdeMemoire (Hervé 2020), MuMIn (Barton 2022) et ade4 (Dray et Dufour 2007). L'analyse de corrélation entre variables se fait visuellement à partir des graphiques. Plus deux modalités de variables différentes sont proches, plus elles sont associées dans le jeu de données. L'interprétation nécessite de superposer mentalement les différents graphes. Ici, les variables corrélées entre elles sur l'axe 1 sont le type, la profondeur et la largeur du cours d'eau (Figure 1).

Figure 1 : Diagrammes des individus pour chaque variable environnementale, issus de l'analyse des



correspondances multiples réalisée sur les caractéristiques environnementales de 66 transects de 100m prospectés au sein des marais des Baux pour chercher des indices de présence du Campagnol amphibie en automne-hiver 2021-2022.

Nous avons calculé le pourcentage de recouvrement des habitats sur chacune des zones tampons de 200m autour des transects réalisés. Les recouvrements des différents habitats pouvant être corrélés entre eux, nous avons réalisé une ACP (Analyse des Composantes Principales) à l'aide des package « vegan » (Oksanen et al. 2019), RVAIdeMemoire, MuMIn et ade4 afin de dégager les axes expliquant au mieux la répartition des habitats autour des transects. Nous avons ensuite utilisé les coordonnées de chaque transect sur ces axes comme variable explicative dans les modèles.

Nous avons vérifié la convergence des GLM et la crédibilité des résultats en examinant la valeur des coefficients estimés et de leur erreur standard.

Nous avons effectué une sélection de modèles afin d'identifier les paramètres environnementaux les plus corrélés à la présence du Campagnol amphibie. La comparaison des ces modèles est effectuée selon la valeur de l'AICc indiquée (modèle Akaike Information Criterion, 1973, auquel s'ajoute une correction pour les échantillons de petite taille, avec comme condition $\Delta AICc < 2$). Les variables explicatives des modèles avec un AICc

meilleur que le modèle nul ont été considérées comme ayant un effet significatif sur la présence ou l'activité des espèces.

Les analyses ont été menées à partir du logiciel Rstudio (version 4.1.2, R Studio Team 2022).

3.3.3.3 ANALYSE DE LA CONNECTIVITE ET PRECONISATIONS DE GESTION

A partir des observations historiques et des observations réalisées au cours de l'étude ainsi que des résultats des analyses décrites ci-dessus, nous avons identifié les différents noyaux de population pour chacune des espèces. Nous avons également identifié les éventuels secteurs où subsisteraient des manques de connaissances sur les espèces considérées, liés par exemple à des difficultés d'accès à certaines propriétés privées.

A partir de la cartographie des aires potentielles de dispersion, nous avons identifié les zones fonctionnelles avec une bonne connectivité entre noyaux de population, ainsi que les zones de faible connectivité et les ruptures de connectivité.

Nous avons alors défini et cartographié des préconisations de gestion, en nous appuyant sur les relevés de terrain ainsi que sur notre connaissance du territoire, afin de

- 1- Maintenir en bon état les zones fonctionnelles
- 2- Restaurer ou améliorer les connectivités entre noyaux de population
- 3- Comblent les éventuelles lacunes sur les connaissances sur la répartition spatiale des espèces

3.4 RESULTATS

Les prospections ont été menées entre le 04/11/2021 et le 01/03/2022. Nous avons trouvé des indices de présence du Campagnol amphibie sur 19 des 71 transects parcourus (27%) (Figure 2). Nous avons trouvé des traces de castor sur 6 carrés sur 36 (17%) mais la plupart étaient des traces datant de plusieurs semaines ou mois. Des traces fraîches n'ont été observées que sur 2 carrés (Figure 3). L'ensemble des données de terrain recueillies sont présentées en Annexes 6 et 7.

3.4.1 CARTOGRAPHIE DE LA CONNECTIVITE

Les aires potentielles de dispersion obtenues à partir des réservoirs, des matrices de favorabilité et de friction définis sont présentées dans les figures 2 à 5.

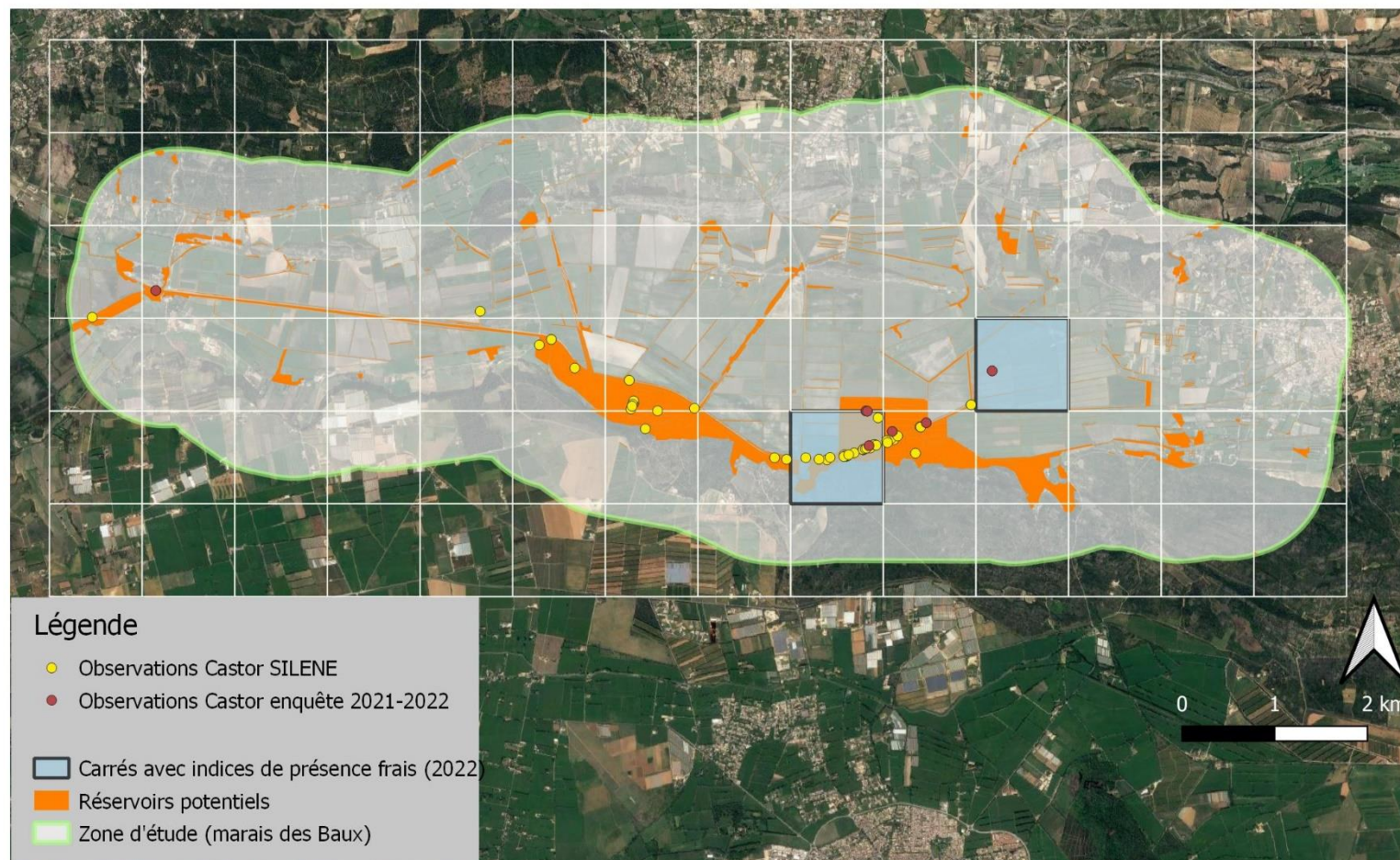


Figure 2 : Observations historiques et 2022 de Castor d’Eurasie dans les marais des Baux. Les réservoirs potentiels de biodiversité pour le castor sont figurés en orange. L’ensemble des observations concernent des indices de présence de l’espèce (aucune observation directe).

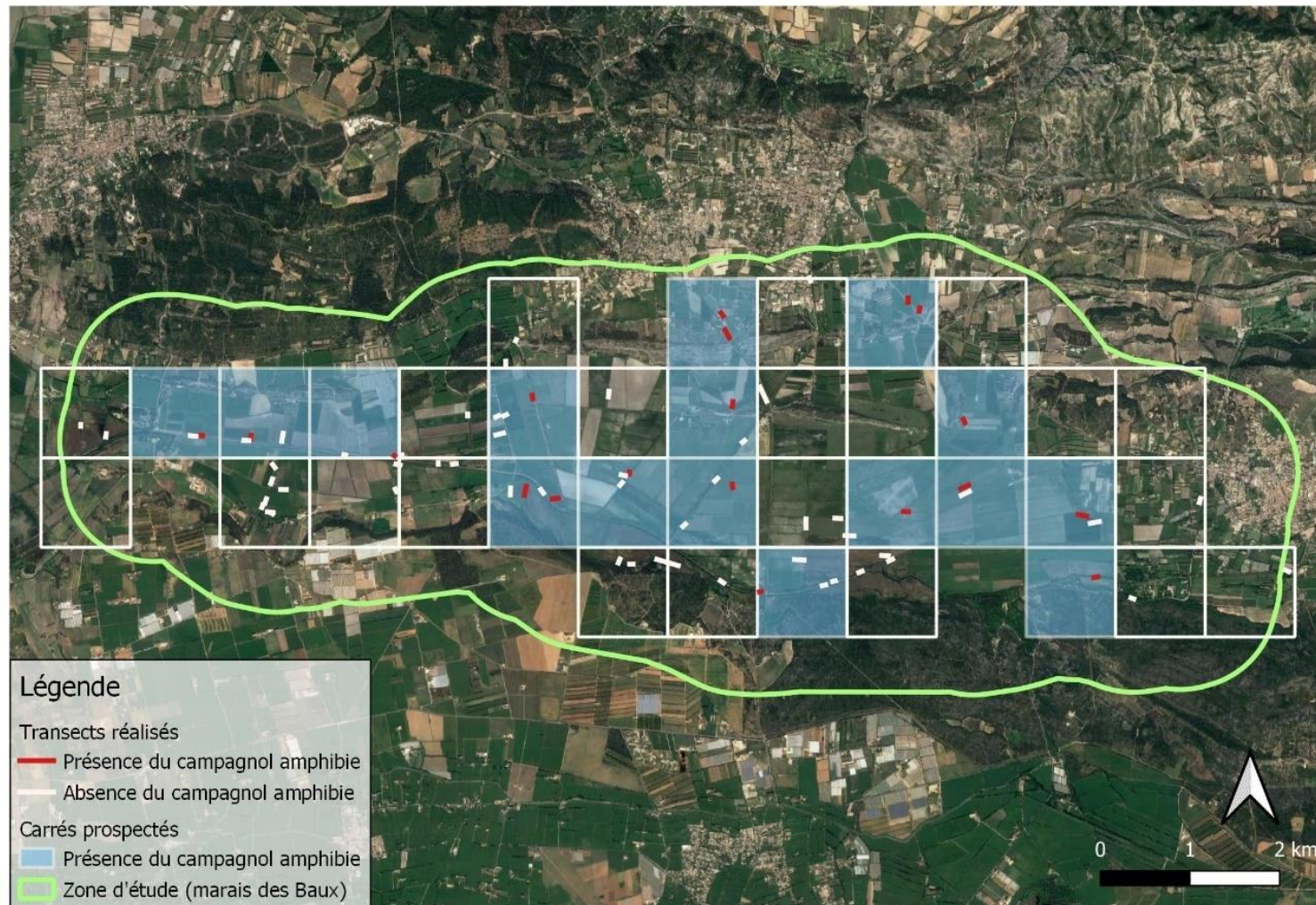


Figure 3 : Statut d'occupation par le Campagnol amphibie des transects prospectés au cours de l'automne hiver 2021-2022 au sein des marais des Baux.

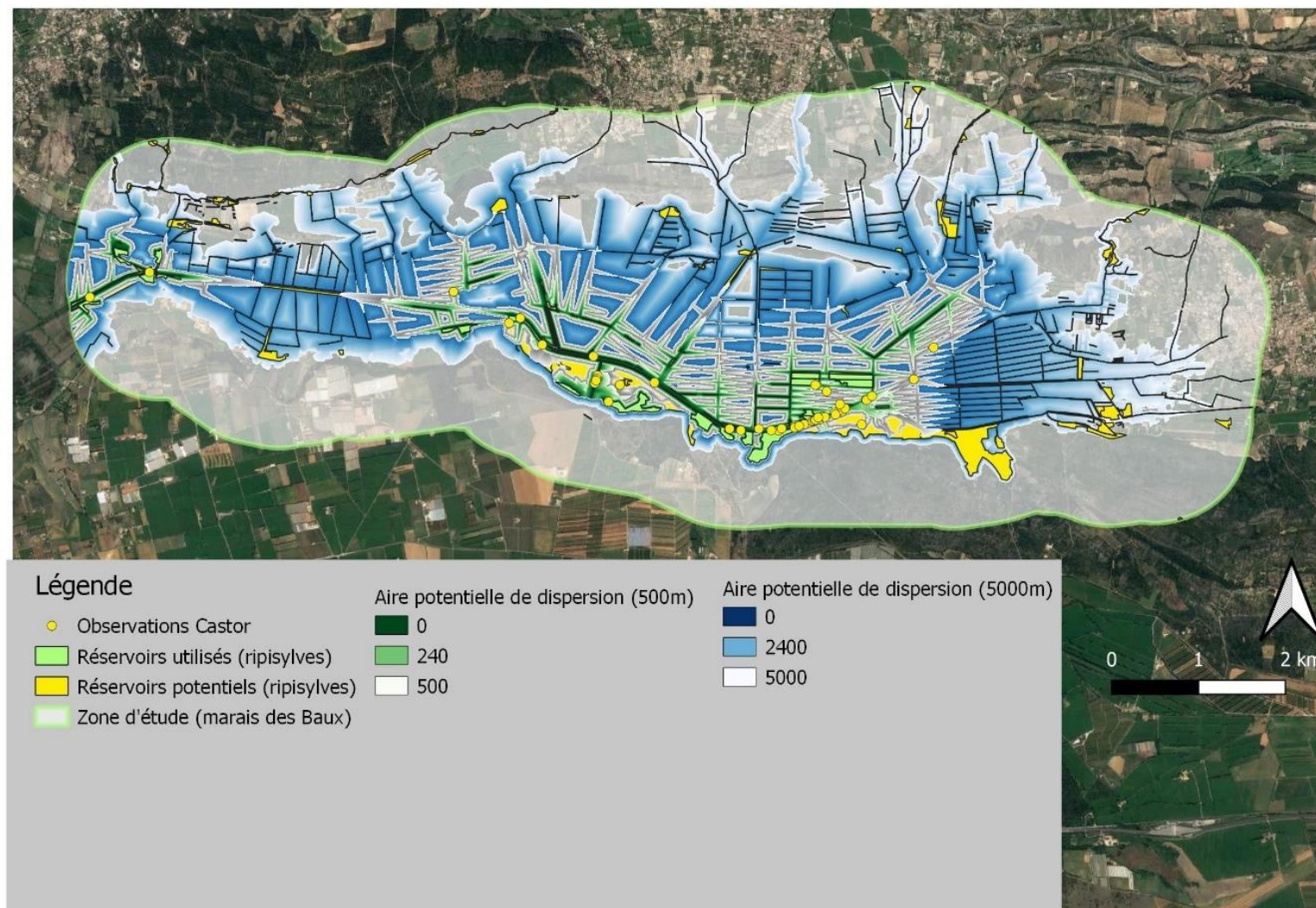


Figure 4 : Aires potentielles de dispersion du Castor d'Eurasie dans les marais des Baux en considérant des distances de dispersion de 500m (vert) et de 5000m (bleu). Les réservoirs potentiels de biodiversité pour le castor sont figurés en jaune.

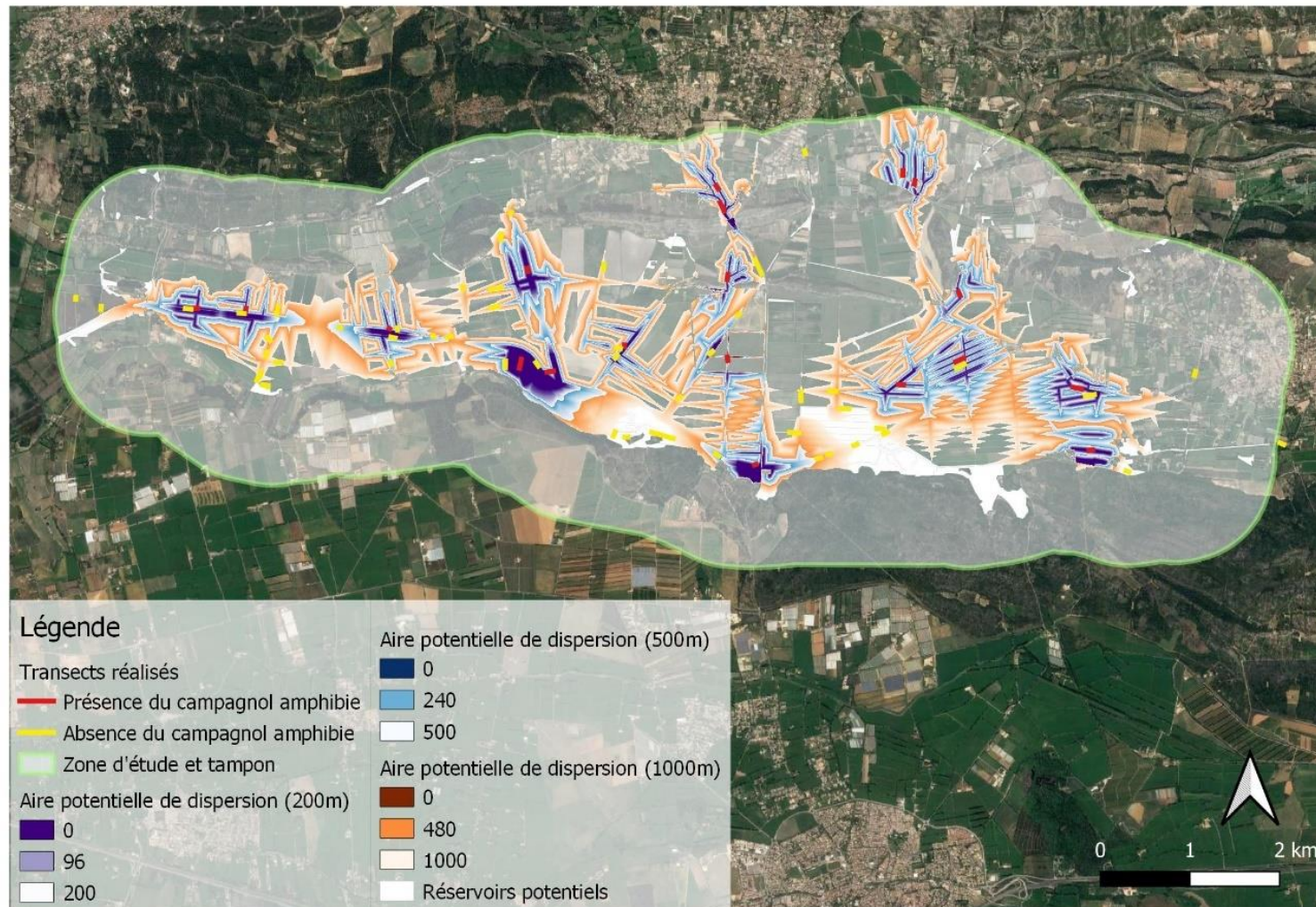


Figure 5 : Aires potentielles de dispersion du Campagnol amphibie dans les marais des Baux en considérant des distances de dispersion de 200m (violet), de 500m (bleu) et de 1000m (orange). Les réservoirs potentiels de biodiversité pour le Campagnol amphibie sont figurés en blanc.

3.4.2 MODELISATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA PRESENCE DU CAMPAGNOL AMPHIBIE

La probabilité de présence moyenne du Campagnol amphibie sur les transects prospectés était de 0.29 [0.19-0.41]. Le meilleur modèle est celui qui teste l'effet du troisième axe de l'ACP sur les habitats (Tableau 4). Il est équivalent en termes d'AICc ($\Delta < 2$) avec le modèle testant l'effet du type de cours d'eau (canal ou fossé), celui testant l'effet du type de végétation de 50cm à 2m de la rive (RG_2) et le modèle nul. Il apparaît donc qu'aucune des variables testées n'a d'effet significatif sur la probabilité de présence du Campagnol amphibie. Concernant les variables testées dans les meilleurs modèles, on constate que la probabilité de présence est plus forte au bord des fossés qu'au bord des canaux (Figure 6). Cette probabilité est plus faible lorsque les canaux sont bordés de végétation ligneuse et de zones urbanisées (Figure 7). Enfin, cette probabilité tend à augmenter avec le troisième axe de l'ACP sur les habitats. Cependant nous n'avons pas été en mesure d'interpréter la signification écologique de cet axe.

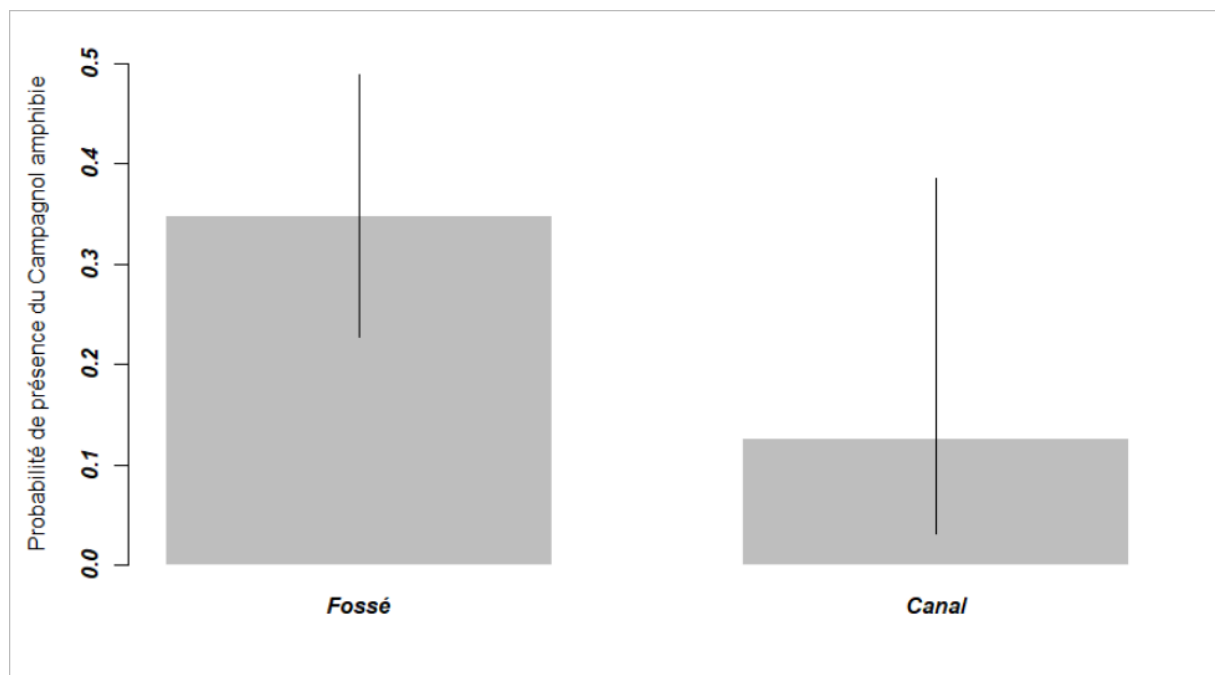


Figure 6 : Probabilité de présence du Campagnol amphibie au sein des marais des Baux selon la taille du cours d'eau.

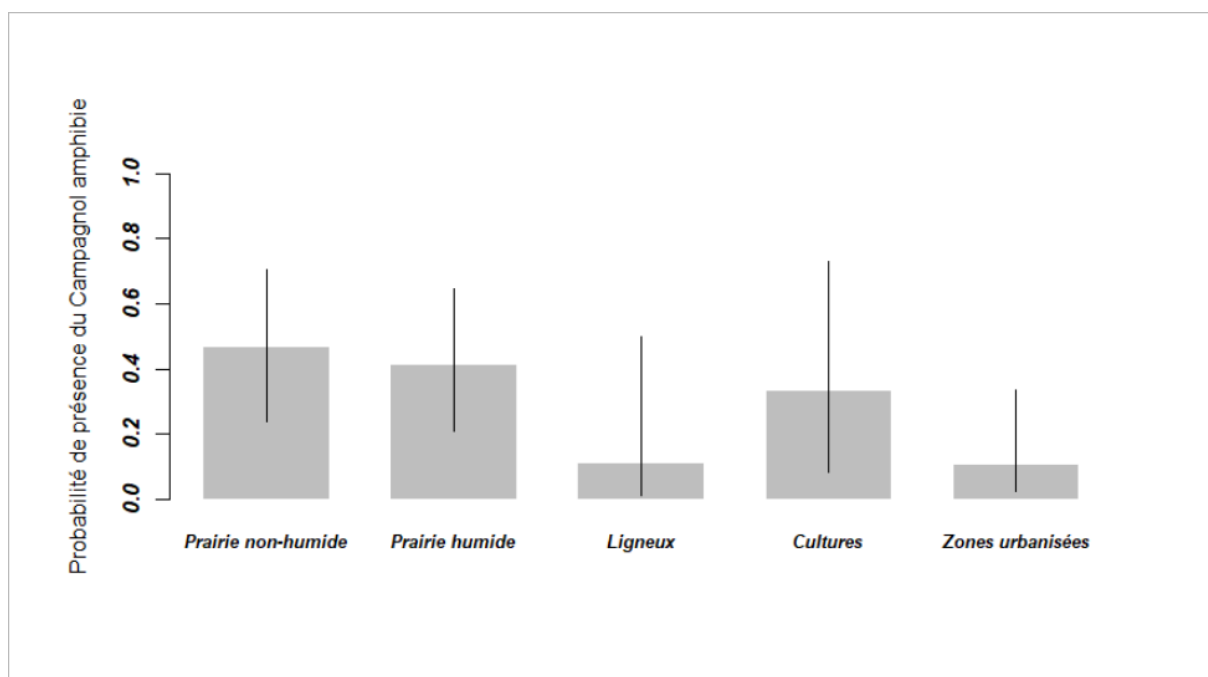


Figure 7 : Probabilité de présence du Campagnol amphibie au sein des marais des Baux selon le type de végétation situé entre 50cm et 2m de la berge.

Tableau 4 : Sélection de modèles. Ax1 : Axe 1 de l'ACP sur les habitats. Ax2 : Axe 2 de l'ACP sur les habitats. Ax3 : Axe 3 de l'ACP sur les habitats. RG_2 : type de végétation entre 50cm et 2m de la berge. Typ : type de cours d'eau. Vgt_aqu : recouvrement de la végétation aquatique. « + » : présence de la variable explicative dans le modèle. Df : degrés de libertés.

Modèle	Ax1	Ax2	Ax3	RG_2	Typ	Vgt_aqu	df	logLik	AICc	delta	weight
5			+				2	-37.449	79.1	0	0.13
17					+		2	-37.659	79.5	0.42	0.105
21			+		+		3	-36.91	80.2	1.12	0.074
1							1	-39.273	80.6	1.52	0.061
13			+	+			6	-33.653	80.8	1.66	0.056
6	+		+				3	-37.419	81.2	2.14	0.044
9				+			5	-35.108	81.2	2.14	0.044
7		+	+				3	-37.446	81.3	2.2	0.043
18	+				+		3	-37.6	81.6	2.5	0.037
19		+			+		3	-37.659	81.7	2.62	0.035
25				+	+		6	-34.17	81.8	2.7	0.034
23		+	+		+		4	-36.903	82.5	3.38	0.024
22	+		+		+		4	-36.905	82.5	3.39	0.024
2	+						2	-39.214	82.6	3.53	0.022
3		+					2	-39.264	82.7	3.63	0.021
29			+	+	+		7	-33.424	82.8	3.72	0.02

3.4.3 ANALYSE ET PRECONISATIONS DE GESTION

3.4.3.1 NOYAUX DE POPULATION

Nous avons globalement observé peu d'indices de présence du castor pendant notre étude. De plus la majorité de ces indices étaient anciens. Cette faible présence du castor, avec seulement deux sites avec une présence récente avérée, n'était pas attendue. Certains secteurs n'ont pas pu être prospecté (site de Joyeuse garde et marais de Santa Fé) et des castors pourraient y être présents, d'autant qu'un agent de l'Office Français de la Biodiversité nous a rapporté avoir observé deux individus au sein de Joyeuse Garde pendant notre étude (observations effectuées dans le cadre d'une campagne de capture de bécasses des bois). Néanmoins, à partir de l'ensemble des données récentes et historiques, nous considérons l'existence d'au moins trois noyaux différents : un au niveau de Barbegal, un au niveau du marais de l'Illon et un au niveau de l'Etang du Comte (Figure 8).

La situation est très différente pour le Campagnol amphibie. Nous avons pu observer de nombreux indices de présence ne laissant pas de doutes sur la présence de l'espèce, parfois même sur des secteurs où il avait déjà été observée pendant l'enquête nationale (Françoise Poitevin, com. Pers). Globalement nous avons observé l'espèce sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce résultat n'était pas attendu car l'espèce est considérée comme rare et présente en faible densité sur le littoral méditerranéen français (Rigaux 2015). Nous avons identifié six noyaux différents, à savoir d'ouest en est : Meunerie romaine, complexe Illon-Faubraguette-Saint Jean, bas-Paradou, Sud-Maussane, Malaga et bas-Mouriès (Figure 9). Nous avons également localisé deux secteurs prioritaires pour compléter les connaissances sur la présence de l'espèce : au niveau du Mas de l'Isle et sur le secteur de Joyeuse Garde – Santa Fé.

3.4.3.2 FONCTIONNALITE DE LA TRAME TURQUOISE DES MARAIS DES BAUX

Castor :

Nos modélisations indiquent une bonne fonctionnalité de la trame turquoise pour le castor au centre de la zone d'étude pour les deux noyaux identifiés (Illon – étang du Comte) (Figure 10). En effet, la présence de canaux en eau en permanence et d'importantes surfaces de ripisylve dans cette zone sont particulièrement favorables à la présence et la circulation de l'espèce. Nos modélisations mettent cependant en évidence une faible connectivité entre les secteurs de l'Illon et de Barbegal. Cette zone est quasi dépourvue de ripisylves actuellement, ce qui est néfaste à sa colonisation par le castor ainsi qu'à la circulation des individus.

Campagnol amphibie :

L'espèce est capable de disperser sur plusieurs kilomètres en utilisant les milieux d'eau libre, et de traverser des milieux moins favorables pour cela (Centeno-Cuadros et al. 2011; Rigaux 2015). Cependant, il a besoin d'habitats d'alimentation et de reproduction de bonne qualité pour s'installer sur un site. Les marais des Baux présentent un réseau hydrographique bien connecté qui permet au Campagnol amphibie de se déplacer aisément sur la majorité du territoire. Toutefois les habitats au bord des canaux et fossés en eau ne sont pas toujours favorables, ce qui est corroboré par nos observations de terrain. Ainsi, la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour le Campagnol amphibie est globalement satisfaisante, mais elle pourrait être améliorée sur différents secteurs (Figure 11) :

- Nos modélisations mettent en évidence une faible connectivité entre le secteur Meunerie et le complexe Illon : il s'agit d'un secteur avec céréaliculture intensive et gestion des bords de canaux secondaires par écobuage, pratique peu favorable au maintien d'une végétation herbacée abondante.
- Nous modélisons également une rupture de connectivité potentielle entre le complexe Illon et Malaga au niveau de l'étang du Comte : il s'agit d'une zone naturelle mais avec présence d'un pâturage et d'une activité de curage importants au moment de l'étude

3.4.3.3 PRECONISATIONS DE GESTION

Les préconisations de gestion sont présentées ci-dessous par espèce. Elles visent à préserver ou restaurer la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour chacune des deux espèces étudiées.

Castor :

L'enjeu est le maintien et l'expansion de la présence du castor sur la zone d'étude

Les objectifs de gestion sont de

- 1- Protéger et mettre en place une gestion conservatoire sur les zones favorables à la présence du castor avec présence avérée présente ou passée,
- 2- Restaurer les continuités écologiques sur les zones de faible connectivité
- 3- Rechercher la présence du castor sur les zones non prospectées

Les actions à mettre en place pourraient être :

- 1- Conservation des ripisylves au sein des zones fonctionnelles : principaux canaux, Ilon, étroit, Barbegal, étang du Comte par
 - a. Mise en défens / mise en place d'un cadre de protection (classement EBC, APPB, etc).
 - b. Gestion conservatoire des bords de canaux : maintien des ripisylves et notamment des stades sénescents, dédié une berge des digues à la ripisylve sur l'ensemble des principaux canaux (canal VdB, canal des Pompes, canal St Jean, canal Faubraguette, canal Van Ens) par exemple entre digue principal et contre-canal
 - c. Mise en place d'un mécanisme d'accompagnement des gestionnaires pour la gestion des chablis et des embacles : compensation financière, partenariat avec services municipaux, mise à disposition de matériel...
- 2- Restauration de la ripisylve le long du canal de la vallée des Baux entre l'Ilon et Barbegal par
 - a. Acquisition foncière si opportunité
 - b. Accompagnement des propriétaires et agriculteurs : subventions, contrats N2000 ou MAEC
 - c. Convention avec le gestionnaire (ASA de dessèchement) pour conserver / restaurer la ripisylve sur une digue, par exemple la digue Nord entre le chemin et le contre-canal ?
- 3- Recherche de la présence du castor dans les secteurs non prospectés : marais et ripisylve de Santa Fé, Joyeuse Garde :
 - a. Contacter les propriétaires et recueillir des témoignages (propriétaires : De Salinas, Quiqueran)
 - b. Organiser des prospections sur les secteurs identifiés avec autorisation d'accès (recherche d'indices de présence)

Les différentes actions préconisées sont présentées en figure 12.

Campagnol amphibie :

L'enjeu est le maintien de la population de Campagnol amphibie sur la zone d'étude

Les objectifs de gestion sont de

- 1- Protéger et mettre en place une gestion conservatoire sur les zones favorables à la présence du Campagnol amphibie avec présence avérée,
- 2- Restaurer les continuités écologiques pour l'espèce
- 3- Rechercher la présence du Campagnol amphibie sur les zones non prospectées

Les actions à mettre en place pourraient être :

1- Gestion conservatoire des abords enherbés des canaux et des fossés.

L'entretien des rives de ces linéaires est indispensable car il permet le maintien de milieux enherbés essentiels à la présence du Campagnol amphibie. En effet, en l'absence d'entretien, ces milieux auront tendance à rapidement se refermer par une strate buissonnante puis par une ripisylve à terme. L'entretien peut être mené par pâturage, par fauche ou par broyage, mais celui-ci n'est pas sans risques. Un pâturage trop intensif effectué toute l'année ne permettra pas d'obtenir des hauteurs d'herbe suffisantes pour l'espèce (besoin d'une hauteur suffisante et d'un couvert dense (Rigaux 2015)). Un broyage des deux rives peut entraîner temporairement la destruction totale de l'habitat favorable à l'espèce, ce qui peut conduire à des surmortalités par destruction directe d'individus pendant le broyage ou par une accessibilité accrue des abris pour les prédateurs, et provoquer l'abandon du site (Rigaux 2015). Néanmoins, des mesures de gestion adaptées peuvent être mises en place :

- a. Définition et mise en œuvre d'un plan de pâturage sur les parcelles avec présence d'élevage ovin, bovin ou équin OU mise en défens d'une berge du canal avec des clôtures mobiles (afin de ne pâturer qu'un côté à la fois, par exemple une rive au printemps et l'autre rive à l'automne)
- b. Mise en place d'une gestion différenciée des bords de canaux dans le temps et dans l'espace : fauche ou broyage d'une seule rive par an (à prioriser car cela permet d'assurer le maintien des individus sur le site) OU entretien de 50% des linéaires chaque année par tronçons (tronçons de 500m, laisser 2 années entre chaque passage sur chaque canal, ce qui donne le temps à l'espèce de recoloniser les sites ou de se reporter sur des sites non entretenus une année donnée)

2- Restauration des continuités écologiques

Les secteurs prioritaires identifiés à partir de la cartographie des aires de dispersions potentielles sont localisés au niveau de Barbegal, de la Mérindole et de l'étang du Comte.

- a. Barbegal : Ce site est pâturé par des bovins. Une mise en défens d'une des berges des contre-canaux permettrait de restaurer l'habitat du Campagnol amphibie.
- b. Mérindole : Ce site est cultivé de façon intensive pour les céréales (riz, blés). Les canaux sont gérés de manière intensive avec curage et entretien par écobuage. L'écobuage des bords de canaux est fortement destructeur pour le Campagnol amphibie. Il conviendrait d'identifier des canaux aux bords desquels une gestion différenciée par fauche pourrait être mise en place. Il pourrait s'agir par exemple d'une des berges des contre-canaux du canal de la Vallée des Baux.
- c. Etang du Comte : Ce site naturel restauré (champs de maïs convertis en marais depuis 2004) n'accueille pas le Campagnol amphibie a priori, malgré le caractère naturel du site. On constate d'ailleurs que l'habitat favorable à l'espèce (hautes herbes en bord de canaux) n'y est que peu présent, notamment du fait du pâturage bovin et équin mais aussi du fait du curage des canaux ayant eu lieu peu de temps avant les prospections de terrain. Il s'agira donc prioritairement de mettre en place une gestion compatible avec le développement d'herbiers en abords de canaux par la mise en place d'un pâturage différencié (mise en défens temporaire, mise en place de rotations spatiales) et par une programmation du curage des canaux en alternance (par exemple 50% des canaux une année, 50% l'année suivante).

3- Recherche de la présence du Campagnol amphibie dans les secteurs non prospectés

Il s'agit principalement des secteurs du Mas de l'Isle au Sud de Maussane, de Santa Fé et Joyeuse Garde. Les actions à mener consisteraient à :

- a. Contacter les propriétaires pour obtenir l'autorisation d'accès
- b. Organiser des prospections sur les secteurs identifiés avec autorisation d'accès (recherche d'indices de présence)

Les différentes actions préconisées sont présentées en figure 13.

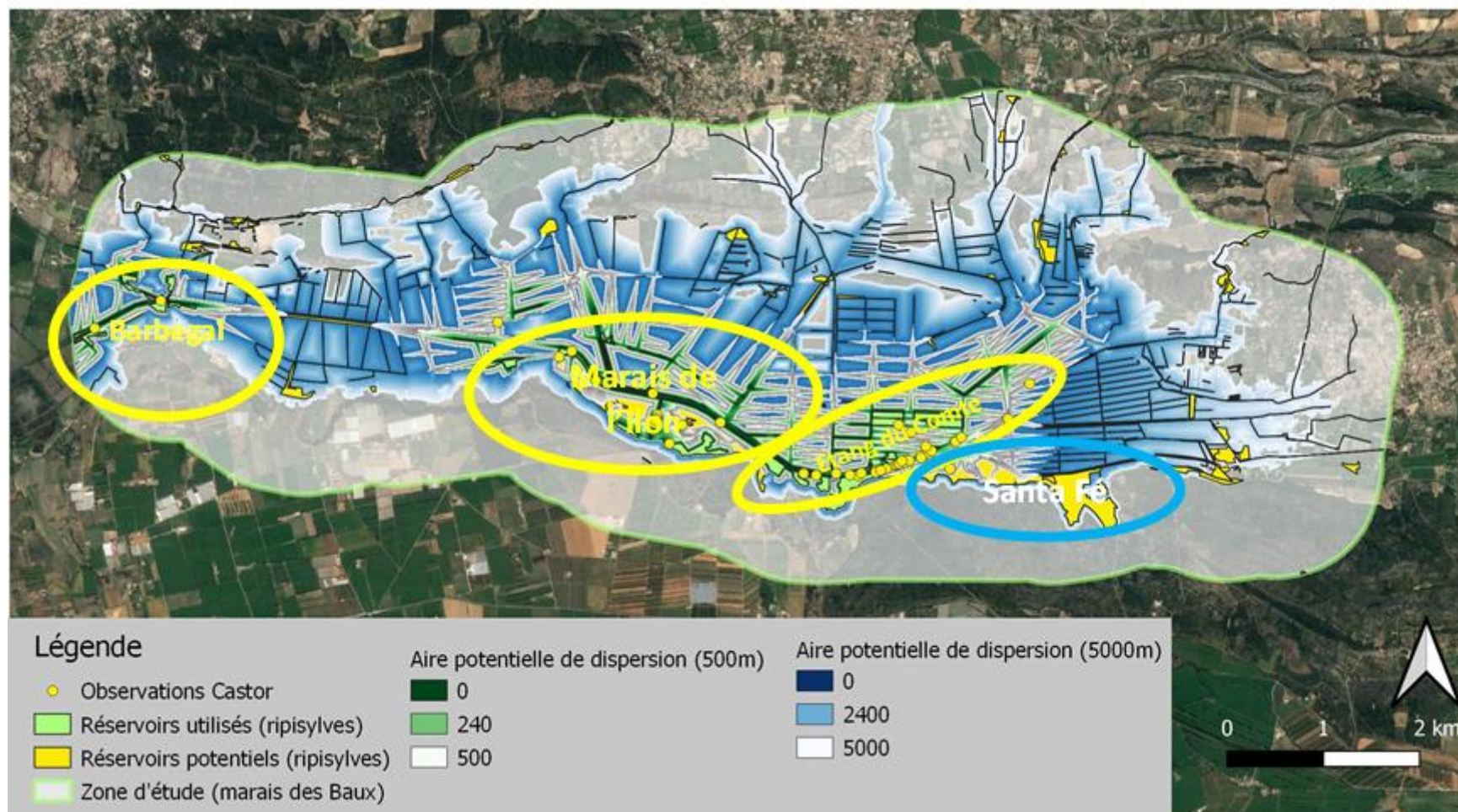


Figure 8 : Noyaux de population (en jaune) et secteurs prioritaires pour l'acquisition de connaissance (en bleu) identifiés pour le Castor d'Eurasie dans les marais des Baux.

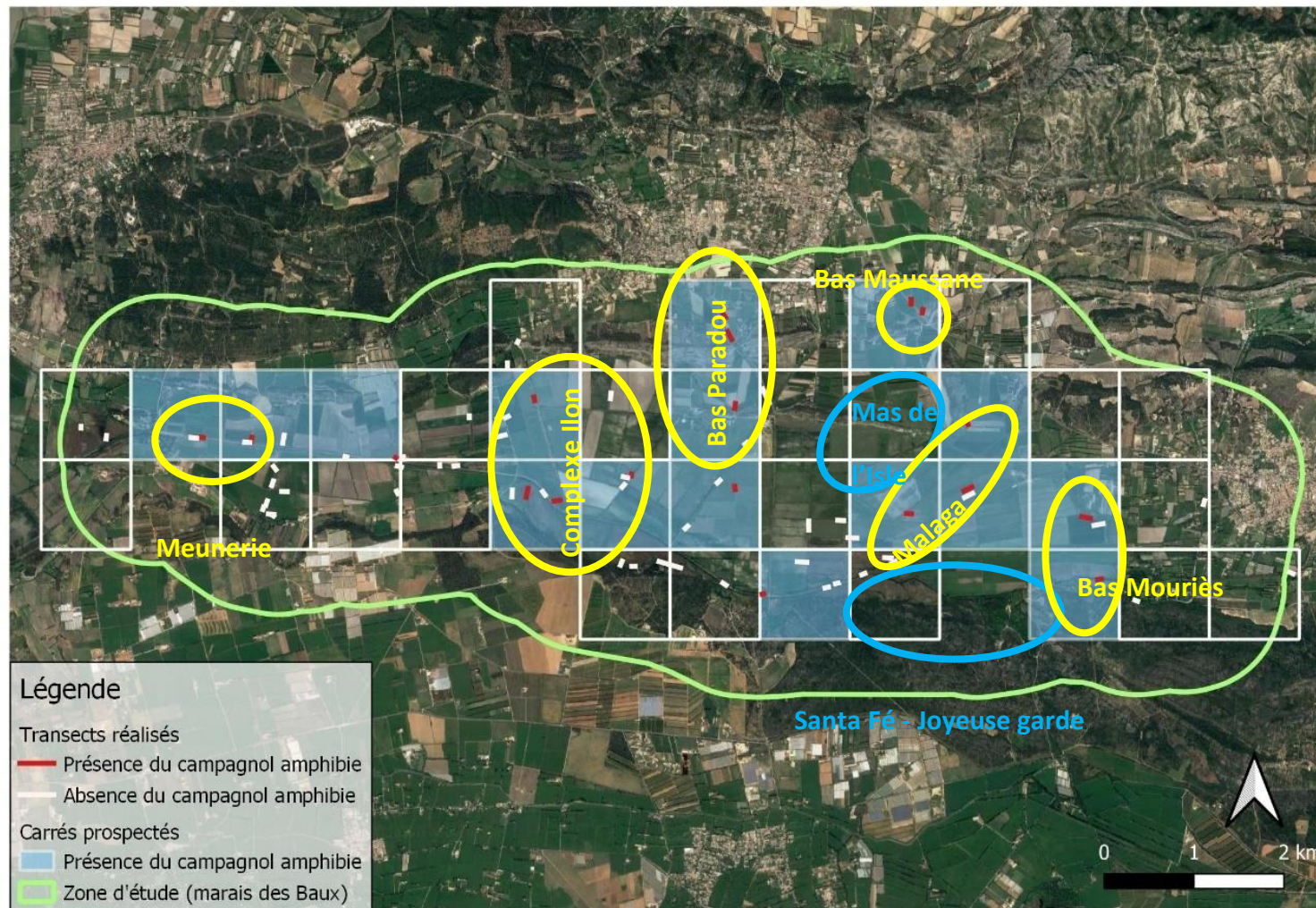


Figure 9 : Noyaux de population (en jaune) et secteurs prioritaires pour l'acquisition de connaissance (en bleu) identifiés pour le Campagnol amphibie dans les marais des Baux.

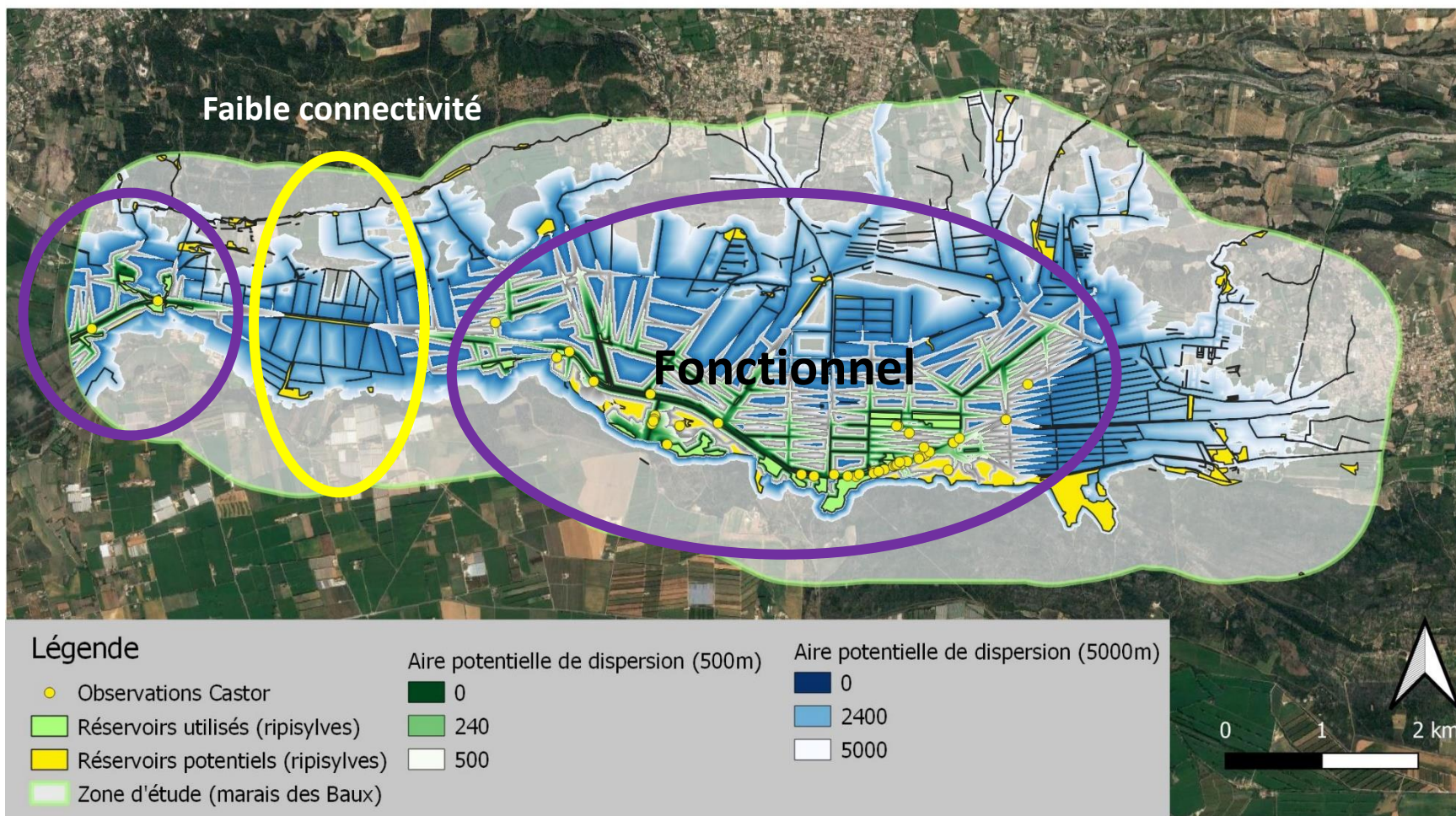


Figure 10 : Fonctionnalité de la trame turquoise pour le Castor d’Eurasie dans les Marais des Baux. Les zones fonctionnelles sont représentées en violet et les zones de faible connectivité en jaune.

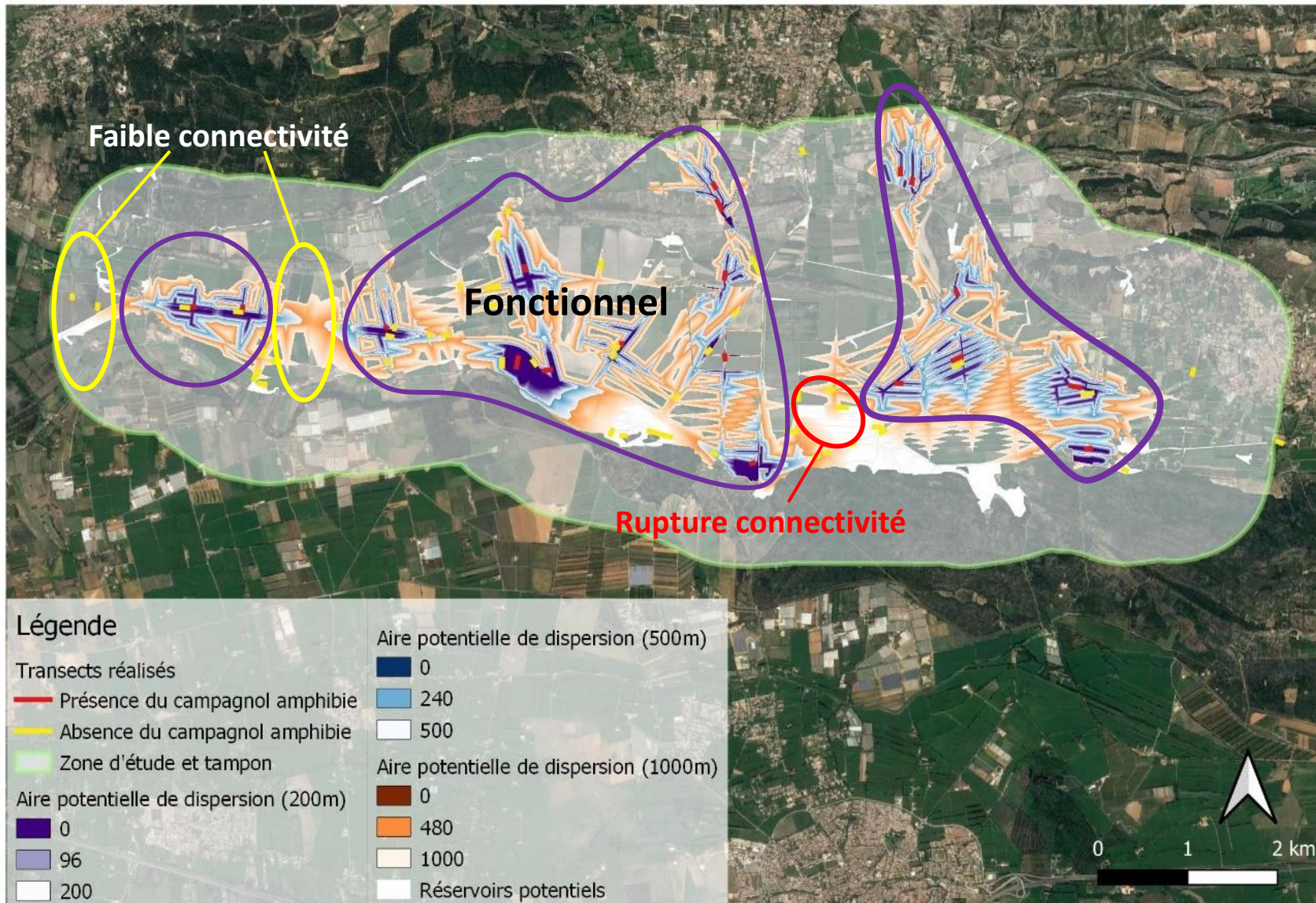


Figure 11 : Fonctionnalité de la trame turquoise pour le Campagnol amphibie dans les Marais des Baux. Les zones fonctionnelles sont représentées en violet et les zones de faible connectivité en jaune. Les ruptures de connectivité sont indiquées en rouge.

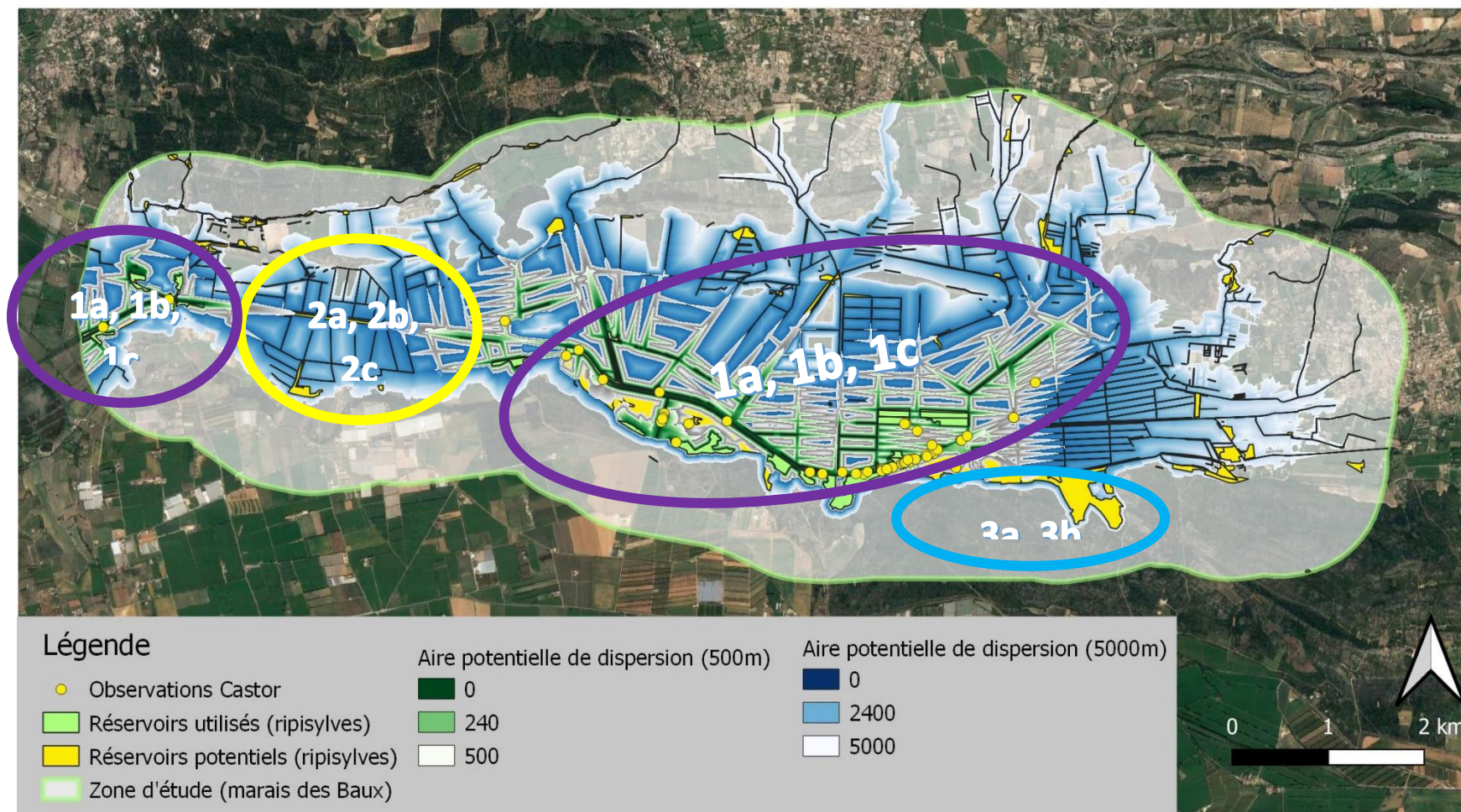


Figure 12 : Localisation des préconisations de gestion pour le maintien et la restauration de la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour le Castor d'Eurasie. Les secteurs en violets sont concernés par des actions de préservation, les secteurs en jaune par des actions de restauration et les secteurs en bleu par des actions d'acquisition de connaissances.

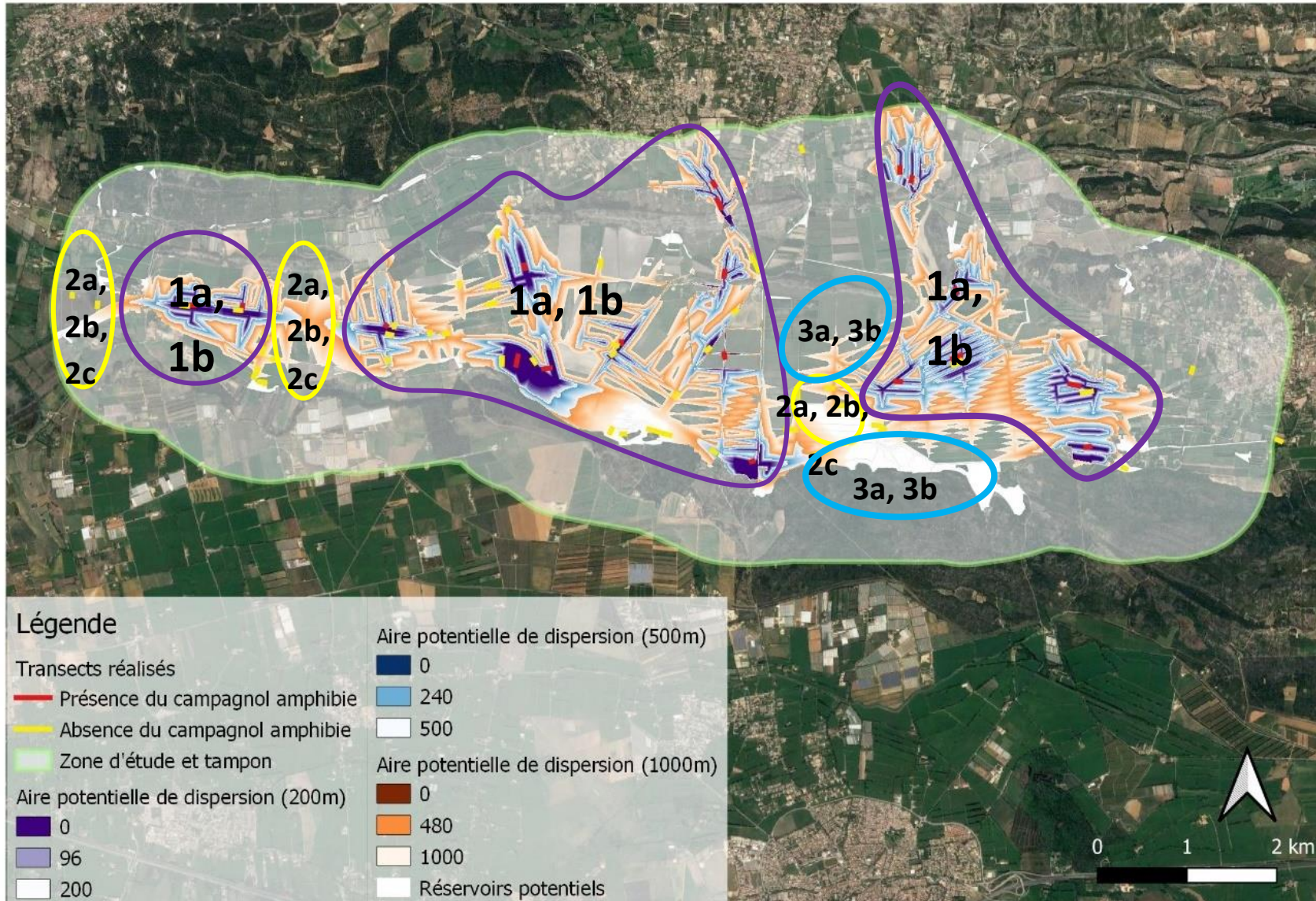


Figure 13 : Localisation des préconisations de gestion pour le maintien et la restauration de la fonctionnalité de la trame turquoise des marais des Baux pour le Campagnol amphibie. Les secteurs en violets sont concernés par des actions de préservation, les secteurs en jaune par des actions de restauration et les secteurs en bleu par des actions d'acquisition de connaissances.

3.5 CONCLUSION

Notre étude montre des situations contrastées pour le Castor d'Eurasie et le Campagnol amphibie au sein des marais des Baux. Le Castor d'Eurasie est globalement peu abondant sur la zone d'étude mais la trame turquoise des marais des Baux apparaît comme suffisamment fonctionnelle pour lui permettre de coloniser de nouveaux habitats favorables à l'avenir. Le Campagnol amphibie est au contraire très présent sur le territoire, avec plusieurs noyaux de population identifiés. Toutefois, la fonctionnalité de la trame turquoise pourrait être améliorée pour favoriser la connexion entre ces noyaux et ainsi favoriser la pérennité de l'espèce au sein des marais des Baux sur le long terme. Pour ces deux espèces, il est primordial d'assurer la conservation en bon état des milieux favorables, que ce soient les ripisylves pour le Castor d'Eurasie ou les milieux enherbés en bords de canaux pour le Campagnol amphibie. Pour cela, une gestion adaptée des bords de canaux doit être mise en place en concertation avec les gestionnaires et les acteurs du territoire.

3.6 BIBLIOGRAPHIE

- Barton, Kamil. 2022. « MuMIn: Multi-Model Inference. R Package Version 1.46.0 ». <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bonte, Dries, Hans Van Dyck, James M. Bullock, Aurélie Coulon, Maria Delgado, Melanie Gibbs, Valerie Lehouck, et al. 2012. « Costs of Dispersal ». *Biological Reviews* 87 (2): 290-312. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x>.
- Centeno-Cuadros, Alejandro, Jacinto Román, Miguel Delibes, et José Antonio Godoy. 2011. « Prisoners in Their Habitat? Generalist Dispersal by Habitat Specialists: A Case Study in Southern Water Vole (*Arvicola Sapidus*) ». Édité par Paul Sunnucks. *PLoS ONE* 6 (9): e24613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024613>.
- Chailloux, M., et J. Amsallem. 2018. « BioDispersal : a QGIS plugin for modelling potential dispersal areas ».
- Dray, Stéphane, et Anne-Béatrice Dufour. 2007. « The **Ade4** Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists ». *Journal of Statistical Software* 22 (4). <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>.
- Fustec, J., T. Lode, D. Le Jacques, et J. P. Cormier. 2001. « Colonization, Riparian Habitat Selection and Home Range Size in a Reintroduced Population of European Beavers in the Loire: Riparian Habitat Selection by Castor Fiber in the Loire Valley ». *Freshwater Biology* 46 (10): 1361-71. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00756.x>.
- Hervé, M.R. 2020. « RVAideMemoire: Testing and plotting procedures for biostatistics. R package version 0.9-74. » <https://cran.r-project.org/package=RVAideMemoire>.
- LaPoint, Scott, Paul Gallery, Martin Wikelski, et Roland Kays. 2013. « Animal Behavior, Cost-Based Corridor Models, and Real Corridors ». *Landscape Ecology* 28 (8): 1615-30. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9910-0>.
- Mate, Isabel, Joan Barrull, Miquel Salicrú, Jordi Ruiz-Olmo, et Joaquim Gosàlbez. 2013. « Habitat Selection by Southern Water Vole (*Arvicola Sapidus*) in Riparian Environments of Mediterranean Mountain Areas: A Conservation Tool for the Species ». *Acta Theriologica* 58 (1): 25-37. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0090-0>.
- Nicholls, A.O. 1989. « How to Make Biological Surveys Go Further with Generalised Linear Models ». *Biological Conservation* 50 (1-4): 51-75. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90005-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90005-0).
- Noblet, J.F. 2005. « Sauvons le Campagnol amphibie ». Nature et Humanisme.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P.R. Minchin, et al. 2019. « vegan: Community ecology package. R package version 2.5-4. »
- Quéré, J.P., et H. Le Louarn. 2011. *Les rongeurs de France*. Versailles: Quae.
- Rigaux, Pierre. 2015. *Les campagnols aquatiques en France - Histoire, écologie, bilan de l'enquête 2009-2014*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères.

- Rigaux, Pierre, Françoise Poitevin, et Aurélien Besnard. 2008. « Enquête nationale Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) - protocole ». Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères.
- Vanpeene, S., J. Amsallem, R. Sordello, et L.M. Billon. 2017. « Trame verte et bleue Bilan sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique: Concertation pour l'élaboration des SRCE ». Doctoral thesis.

CHAPITRE 4 : SYNTHÈSE DES RESULTATS ET DEFINITION DE LA TRAME TURQUOISE DES MARAIS DES BAUX.

Auteur : Timothée Schwartz

Pour rappel, la « trame turquoise » se définit comme l'espace fonctionnel nécessaire à la bonne expression de la biodiversité aquatique et humide. Elle est composée d'espaces naturels secs et humides, (zones humides, cours d'eau, pelouses, prairies, boisements...), ainsi que de formations végétales linéaires ou ponctuelles (haies, mares...). La fonctionnalité de la trame turquoise peut s'évaluer à travers l'étude de la connectivité de différents types de milieu (réseau de haie, réseau de zones humides, etc) pour différents taxons indicateurs de ces milieux. Afin de synthétiser les résultats obtenus pour chaque taxon, nous proposons ici de mener une analyse croisée de la fonctionnalité en regroupant les résultats par taxon en fonction des éléments de fonctionnalité de la trame turquoise dont chaque taxon est indicateur.

Pour rappel, les taxons étudiés sont chacun indicateurs de différentes strates de la trame turquoise :

- Les chiroptères sont indicateurs des structures linéaires telles que les haies, les canaux et les ripisylves. Certaines espèces comme le murin de Daubenton et la pipistrelle pygmée sont plus spécifiquement liées à, et donc indicatrices, des ripisylves et des milieux aquatiques. Au contraire des espèces comme la sérotine commune sont bien plus ubiquistes.
- Le Campagnol amphibie est indicateur des milieux enherbés humides (prairies humides, berges enherbées) et des milieux en eau en permanence
- Le Castor d'Eurasie est indicateur des ripisylves de taille importante et des canaux et milieux humides en eau en permanence
- Le pic vert est indicateur de la présence d'arbres à cavité mais très ubiquiste par ailleurs
- Le pic épeiche est indicateur de secteurs boisés avec présence d'arbres à cavité
- Le pic épeichette est indicateur de ripisylves et de boisements en milieu humide

Ces différents points sont résumés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Eléments de fonctionnalité de la trame turquoise et espèces associées.

Eléments de fonctionnalité de la trame turquoise	Espèces indicatrices étudiées
Réseau de haies	Chiroptères, Pic épeichette, Pic vert
Réseau de zones humides (mares, étangs, marais)	Murin de Daubenton, Pipistrelle pygmée, Campagnol amphibie
Réseau hydraulique linéaire (canaux, cours d'eau)	Murin de Daubenton, Pipistrelle pygmée, Castor d'Eurasie, Campagnol amphibie
Berges enherbées et prairies humides	Campagnol amphibie
Ripisylves	Murin de Daubenton, Pipistrelle pygmée, Castor d'Eurasie, Pic épeiche, Pic épeichette

Pour chaque élément de fonctionnalité, nous développons dans une première partie des éléments de diagnostic issus des modélisations effectuées et de nos connaissances de terrain sur la zone d'étude. Dans une deuxième partie, nous proposons différentes mesures de gestion afin de préserver ou restaurer la fonctionnalité des différents compartiments de la trame turquoise.

4.1 ANALYSE DE FONCTIONNALITE

4.1.1 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE HAIES DES MARAIS DES BAUX

En croisant les aires de dispersion potentielles modélisées pour les taxons indicateurs des réseaux de haie sur la zone d'étude (chiroptères, pic épeichette et pic vert), nous constatons **deux niveaux de fonctionnalité**.

Deux **zones fonctionnelles** ressortent (Figure 1) : **Une zone fonctionnelle au cœur du site** qui s'étend vers l'est, et une seconde **zone fonctionnelle à l'ouest** (secteur de Barbegal).

A l'inverse, deux secteurs avec une **fonctionnalité plus faible** apparaissent : une **zone située entre les deux zones fonctionnelles cités précédemment**, zone avec **faible connectivité** (secteurs Mérindole – Goudègue), et un autre **secteur avec faible connectivité au nord-est** (Malaga, Mas de l'Isle, secteur entre Maussane et Mouriès).

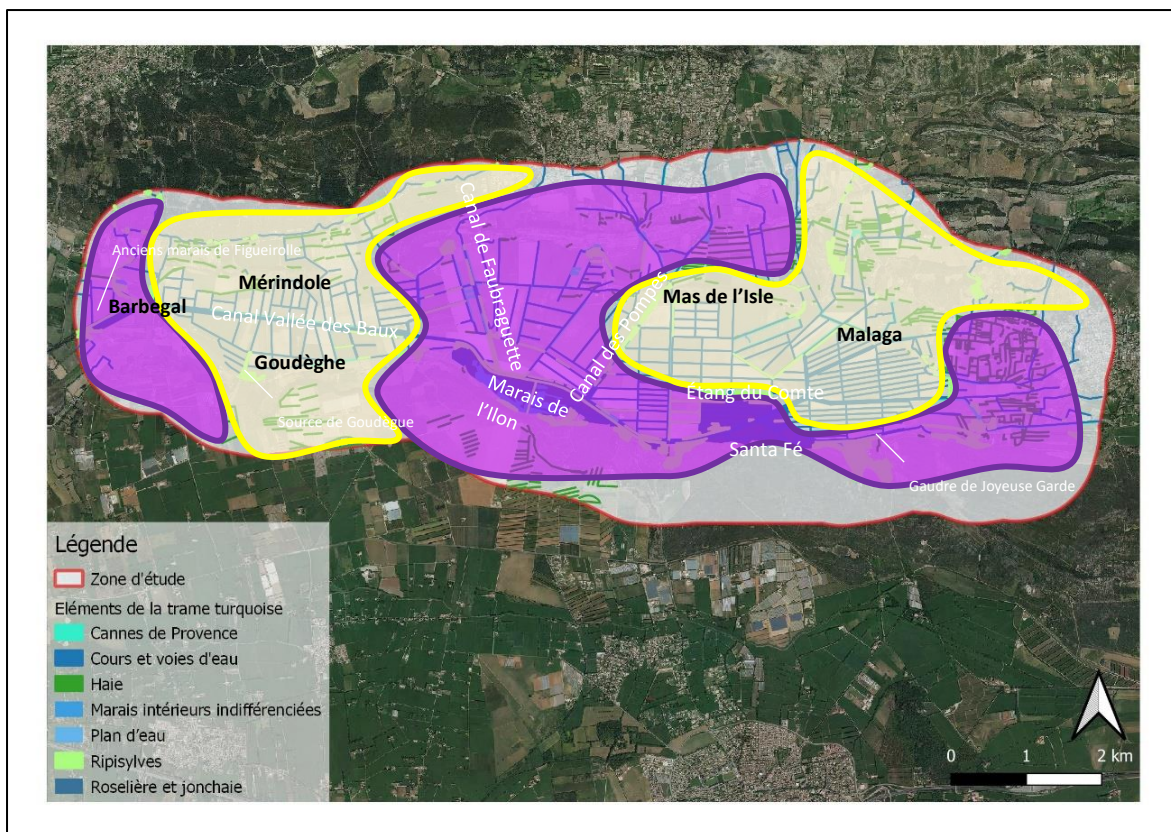


Figure 1 : Zones fonctionnelles (violet) et à faible connectivité (jaune) du réseau de haies des marais des Baux

4.1.2 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE ZONES HUMIDES DES MARAIS DES BAUX

Sur la zone d'étude, **les zones humides relictuelles sont essentiellement situées au sud et au centre : marais de l'Ilon, marais de l'Étroit, marais de Santa Fé, marais de l'Étang du Comte, Fontaines de Mouriès**. D'après nos différentes modélisations pour les espèces liées aux zones humides, ces marais sont connectés entre eux, notamment par le canal de dessèchement de la vallée des Baux et le gaudre de Joyeuse Garde. D'autres zones humides sont présentes près de **Barbegal** (ripisylve, anciens marais de Figueirolle) et on compte aussi la zone humide liée à la **source de Goudègue** près du mas du même nom (Figure 2). **Cependant ces zones humides sont plus isolées voire dégradées (cas des anciens marais de Figueirolle)**. Enfin, toute la **partie centrale de la zone d'étude**, constituée d'anciens marais asséchés et cultivés, est **dépourvue de marais**. Même si un certain nombre d'espèces liées aux marais peuvent utiliser les canaux et roubines présents pour se déplacer, **l'absence d'habitat favorable sur ce secteur en réduit fortement la fonctionnalité**.

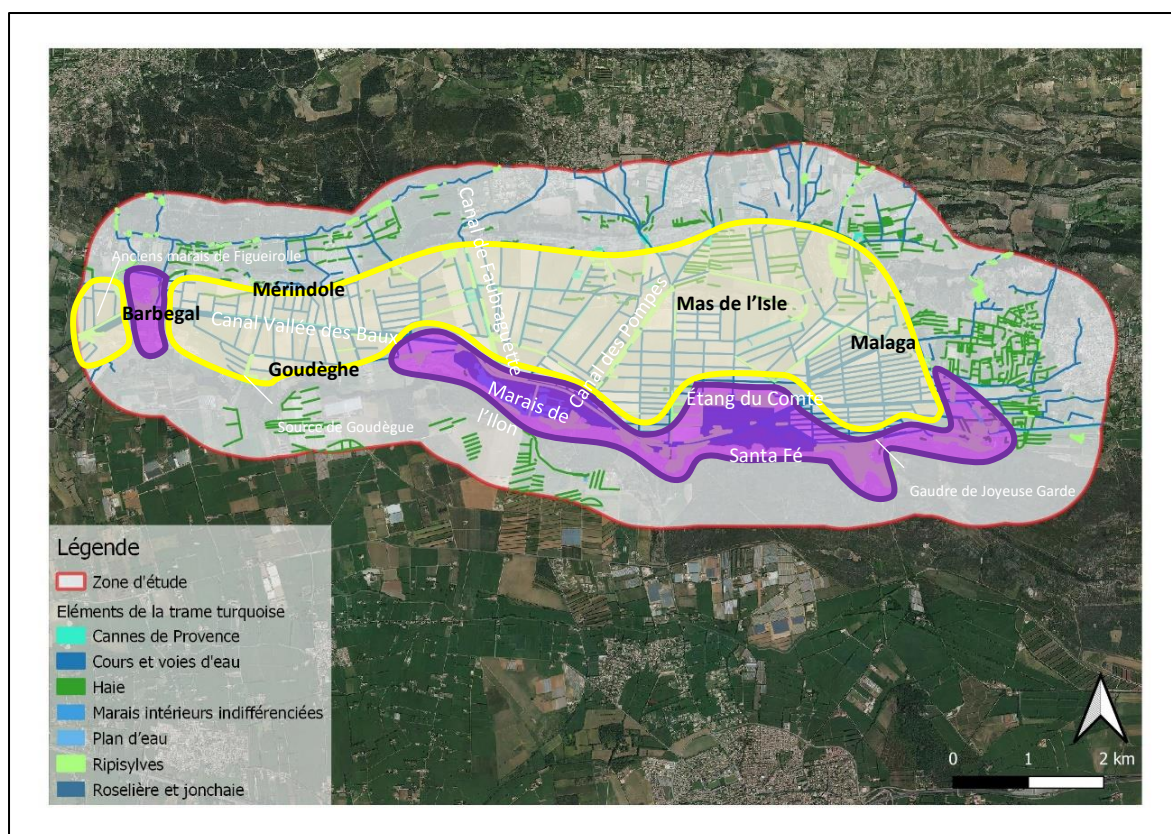


Figure 2 : Zones fonctionnelles (violet) et à faible connectivité (jaune) du réseau de zones humides des marais des Baux

4.1.3 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE CANAUX DES MARAIS DES BAUX

Nos résultats suggèrent globalement une **excellente continuité du réseau de canaux des marais des Baux** (Figure 3). En particulier une proportion importante du réseau de **canaux de drainage est en eau toute l'année** ce qui permet aux espèces aquatiques de circuler facilement et de se maintenir dans les zones de réservoir. **Les milieux adjacents sont également globalement favorables aux espèces associées aux canaux** ce qui permet globalement un bon niveau de fonctionnalité. Le seul secteur avec un **faible niveau de connectivité apparaît comme le secteur de Goudègue – Mérindole**. Ce secteur est certes doté de canaux toujours en eau mais la **qualité des milieux adjacents à ces canaux est faible** (céréaliculture intensive, quasi absence de haies ou de ripisylves). Ce secteur pourrait être perçu **comme un secteur risqué pour la circulation des espèces et donc réduire la fonctionnalité de la trame turquoise**.

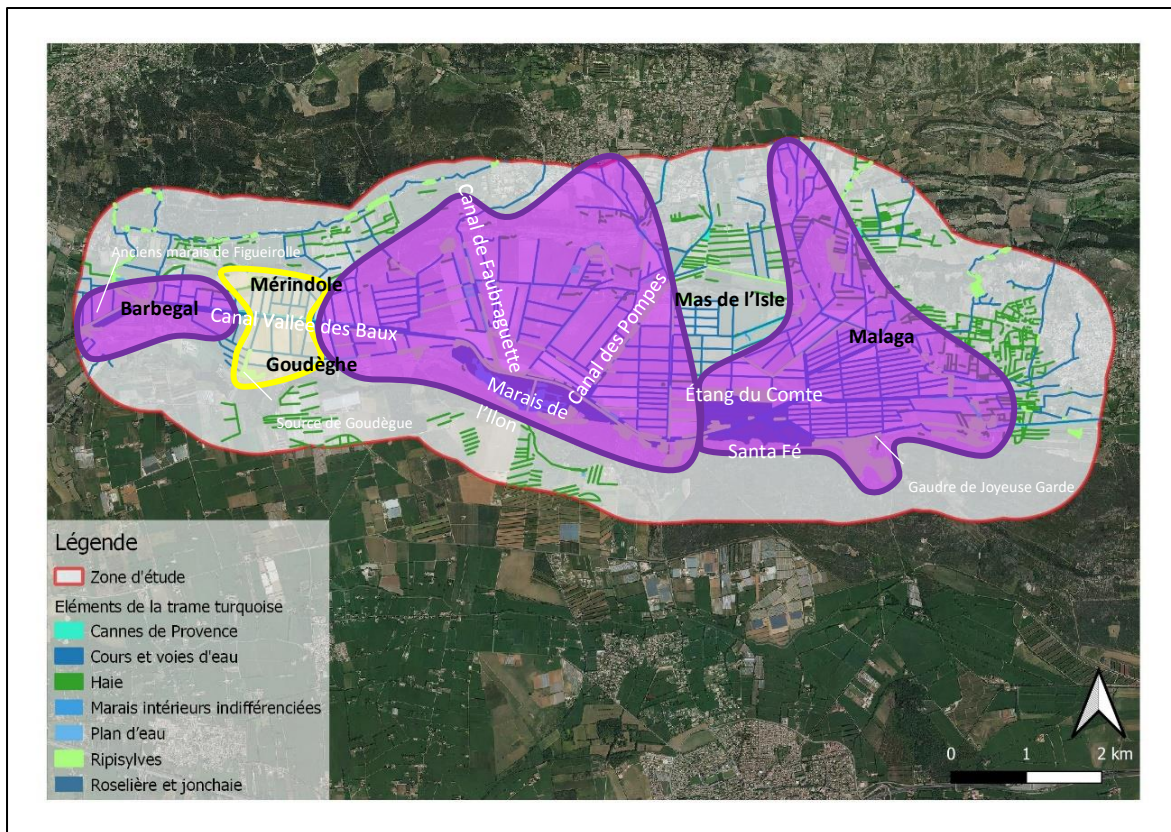


Figure 3 : Zones fonctionnelles (violet) et à faible connectivité (jaune) du réseau de canaux des marais des Baux

4.1.4 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE MILIEUX HERBACES HUMIDES DES MARAIS DES BAUX

Le Campagnol amphibie est la seule des espèces étudiées qui est indicatrice des milieux herbacés humides. A partir des modélisations réalisées pour le Campagnol amphibie (cf. Chapitre 3), on peut identifier **trois secteurs avec une bonne fonctionnalité**, permettant la présence de l'espèce sur différents canaux et milieux humides enherbés.

Cependant, on note **trois secteurs avec une faible fonctionnalité** : l'espèce y est absente et les milieux herbacés présents ne sont pas ou peu favorables à l'espèce. Il s'agit des secteurs de **Cadenet, Goudègue-Mérindole et de l'étang du Comte**. Sur Cadenet et l'étang du Comte on note **un environnement potentiellement favorable** (prairies humides, élevage bio) mais le pâturage des bords de canaux et / ou le curage récent des fossés et roubines ont un fort impact sur les habitats herbacés. En particulier, **cette gestion ne permet généralement pas le maintien d'une strate herbacée de hauteur suffisante pour la sécurité du Campagnol amphibie**. Sur le secteur Goudègue-Mérindole, on note l'importance des **cultures céréalières et maraichères menées de façon conventionnelle et l'absence de prairies naturelles ou permanentes**. La gestion des bords de canaux y est parfois faite par écobuage, ce qui permet de maintenir des milieux herbacés et des hélophytes (phragmites notamment) mais cela est particulièrement impactant pour des espèces comme le Campagnol amphibie. Ceci pourrait expliquer l'absence probable du Campagnol amphibie aux abords de la zone humide des sources de Goudègue, qui semble pourtant un milieu à fort potentiel pour cette espèce. Enfin, **nous n'avons pas de connaissance sur ces milieux herbacés humides pour les secteurs du sud Maussane et pour les sites de Joyeuse Garde et de Santa Fé**.

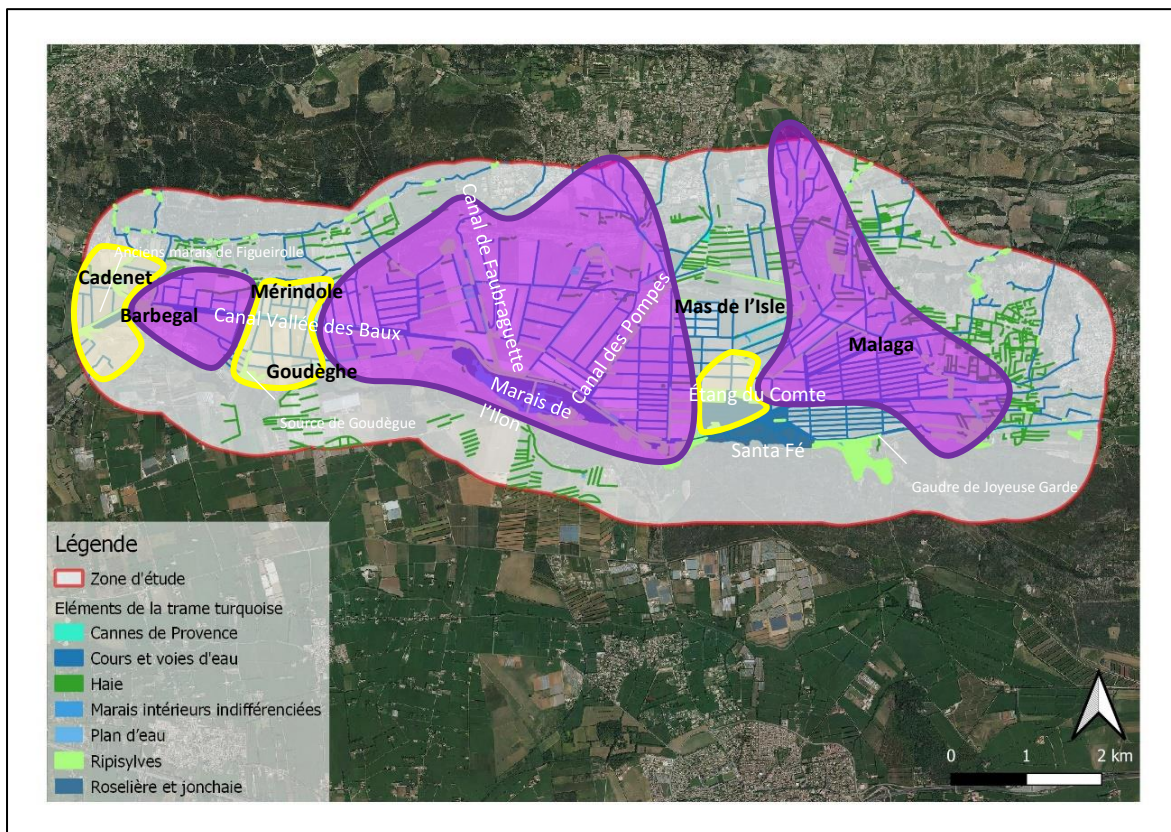


Figure 4 : Zones fonctionnelles (violet) et à faible connectivité (jaune) du réseau de milieux herbacés humides des marais des Baux

4.1.5 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE RIPISYLVES DES MARAIS DES BAUX

Les ripisylves des marais des Baux sont essentiellement situées **au bord des principaux canaux (Canal de la Vallée des Baux, Canal des pompes, Canal de Faubraguette)** ainsi que dans les zones humides relictuelles. Ainsi, la **fonctionnalité du réseau de ripisylves est bonne sur la partie centrale des marais des Baux** jusqu'à la limite du village de Mouriès.

Cependant, **certains secteurs sont dépourvus de ripisylves**, notamment en bordure du canal de la vallée des Baux **entre l'Ilon et Barbegal**. **Les ripisylves présentes au niveau de Barbegal et des anciens marais de Figueirolle**, à l'ouest de la zone d'étude, sont donc **isolées et avec une fonctionnalité faible** (Figure 5). Sur le secteur Goudègue-Mérindole, **la seule ripisylve présente est située au niveau de la source de Goudègue** mais **celle-ci est déconnectée du canal de la vallée des Baux** et ce canal n'est lui-même bordé d'aucune ripisylve. La **fonctionnalité du réseau de ripisylves est donc mauvaise sur ce secteur**. Le secteur de **Malaga et des abords de la route de Mouriès à Maussane** présente également une **mauvaise fonctionnalité**, avec quelques **ripisylves totalement déconnectées** les unes des autres et notamment de la zone centrale des marais des Baux.

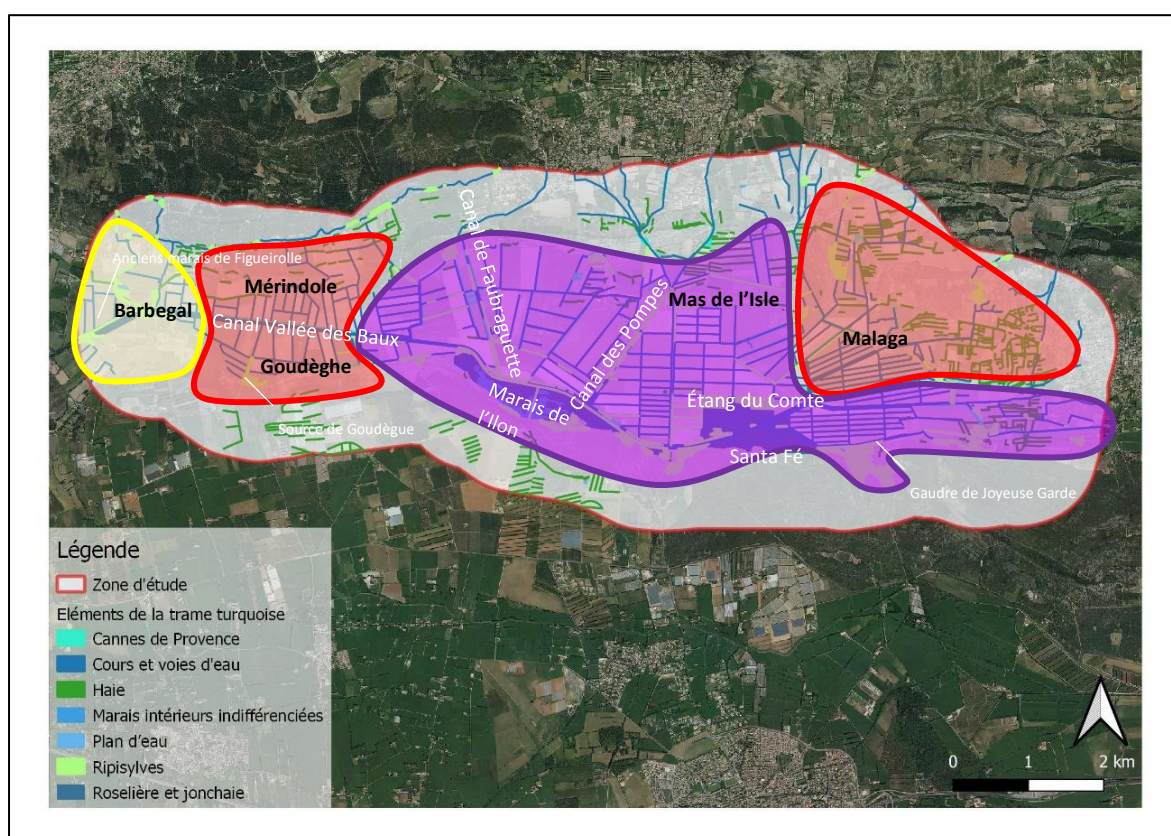


Figure 5 : Zones fonctionnelles (violet), à connectivité faible (jaune) et mauvaise (rouge) du réseau de ripisylves des marais des Baux

4.2 PRECONISATIONS D' ACTIONS

Nous listons ici un certain nombre de préconisations d'actions à mener pour préserver la fonctionnalité des différents éléments de la trame turquoise des marais des Baux, ainsi que pour les restaurer le cas échéant. Des propositions de géolocalisation des actions prioritaires à mener sont également données sur la base des cartographies présentées précédemment. Les principales actions préconisées par milieu sont listées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Eléments de fonctionnalité de la trame turquoise et types d'action préconisées par milieu.

Eléments de fonctionnalité de la trame turquoise	Types d'action préconisées
Réseau de haies	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en vieillissement des linéaires jeunes - Renouvellement par plantation
Réseau de zones humides (mares, étangs, marais)	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre des plans de gestion sur les sites gérés - Accompagnement des propriétaires des zones humides non gérées pour la mise en place d'un plan de gestion ou de mesures de gestion
Réseau hydraulique linéaire (canaux, cours d'eau)	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps - Montage de mécanismes de financement ou de co-portage de l'entretien des digues pour limiter les frais pour les ASA - Réfléchir à la possibilité d'un classement des canaux principaux en cours d'eau - Restauration des boisements et ripisylves sur au moins un côté des canaux, et / ou le long du contre-canal le cas échéant pour les principaux canaux
Berges enherbées et prairies humides	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps
Ripisylves	<ul style="list-style-type: none"> - Montage de mécanismes de financement ou de co-portage de l'entretien des ripisylves pour limiter les frais pour les ASA - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien adapté au maintien en bon état de conservation des ripisylves - Mesures de classement et protection des ripisylves les plus remarquables - Mise en vieillissement des linéaires jeunes - Restauration des ripisylves dégradées et reconnexion des ripisylves isolées

4.2.1 MANQUES DE CONNAISSANCE A COMBLER

A l'issue des phases de terrain et d'analyse de la présente étude, nous pouvons identifier différentes lacunes dans les connaissances des taxons étudiés sur le territoire (Figure 6).

Concernant les chiroptères, nous n'avons pas fait de **points d'écoute à l'est de la route départementale D27**. Nous n'avons donc pas de connaissances sur la présence et la circulation des chiroptères sur ce secteur et pouvons ainsi difficilement extrapoler nos résultats et nos modélisations pour ce taxon sur la moitié est de la zone d'étude. Cette lacune pourrait être compensée par la **mise en place d'un réseau de points d'écoutes suivant le même protocole que celui développé dans le chapitre 1** de la présente étude.

Concernant le Campagnol amphibie, nous n'avons pas pu **prospector les secteurs du mas de l'Isle et de Chabran, au sud de Maussane-les-Alpilles, ainsi qu'au sein du polder de Joyeuse Garde et des marais de Santa Fé** au sud-est de la zone d'étude. Des **prospections ciblées** sur cette espèce seraient donc à mener sur ces secteurs pour compléter nos connaissances sur la répartition de l'espèce et si possible affiner nos modélisations et analyses présentées au chapitre 3. Pour cela, il sera nécessaire de **prendre contact avec les propriétaires concernés et d'obtenir les autorisations d'accès** pour mener à bien les prospections.

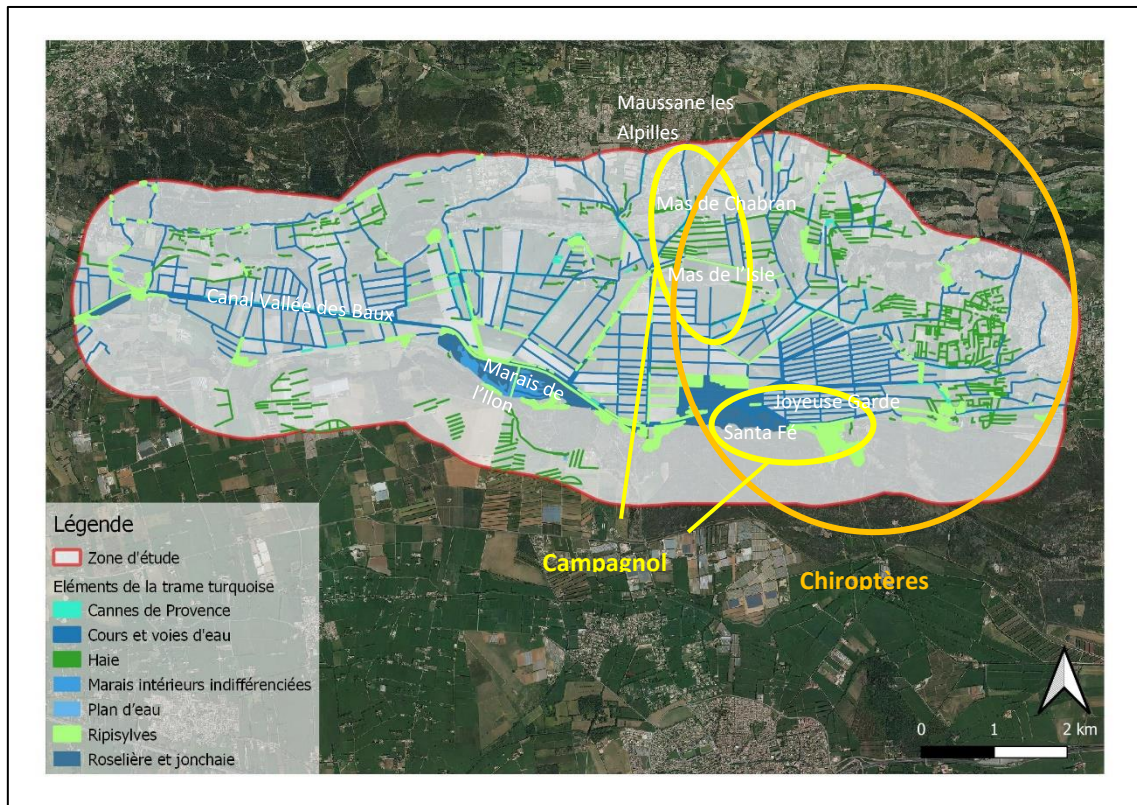


Figure 6 : Localisations des principaux enjeux d'acquisition des connaissances par taxon.

4.2.2 RESEAU DE HAIES DES MARAIS DES BAUX

Action	Gestion conservatoire des haies sur les zones fonctionnelles	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en vieillissement des linéaires jeunes (absence de taille et de fauche sur l'emprise de la haie) <ul style="list-style-type: none"> o Prise de contact avec les propriétaires et agriculteurs o Sensibilisation aux enjeux liés aux haies o Contrat d'engagement - Renouvellement par plantation des haies les plus vieilles en conservant les arbres mûres <ul style="list-style-type: none"> o Identification de financements mobilisables pour accompagner propriétaires et agriculteurs o Proposition d'un choix d'essences locales mobilisables en pépinière « végétal local » o Conservation d'une strate arbustive (pas de fauche ni de pâturage sur l'emprise de la haie) o Sensibilisation des propriétaires et agriculteurs o Contrat d'engagement 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'étude, associations locales, propriétaires et agriculteurs - PNR, bureaux d'études, chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Magali, Baraquet, Castillon, Pradelles, Fontanouille, Ouest de Mourières	
Action	Restauration du réseau de haie sur les zones à faible fonctionnalité	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des financements mobilisables pour accompagner propriétaires et agriculteurs - Identification des propriétaires et agriculteurs mobilisables <ul style="list-style-type: none"> o Identification des parcelles à cibler par photo interprétation o Prise de contact - Montage d'un dossier de financement <ul style="list-style-type: none"> o Montage d'un dossier technique (choix d'essence, composition de la haie, préparation du sol, mode de plantation, cahier d'entretien) o Montage du budget et du plan de financement - Signature de contrats d'engagement avec les propriétaires et agriculteurs mobilisés 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Goudègue – Mérindole, Malaga, Joyeuse Garde, Mas de l'Isle	

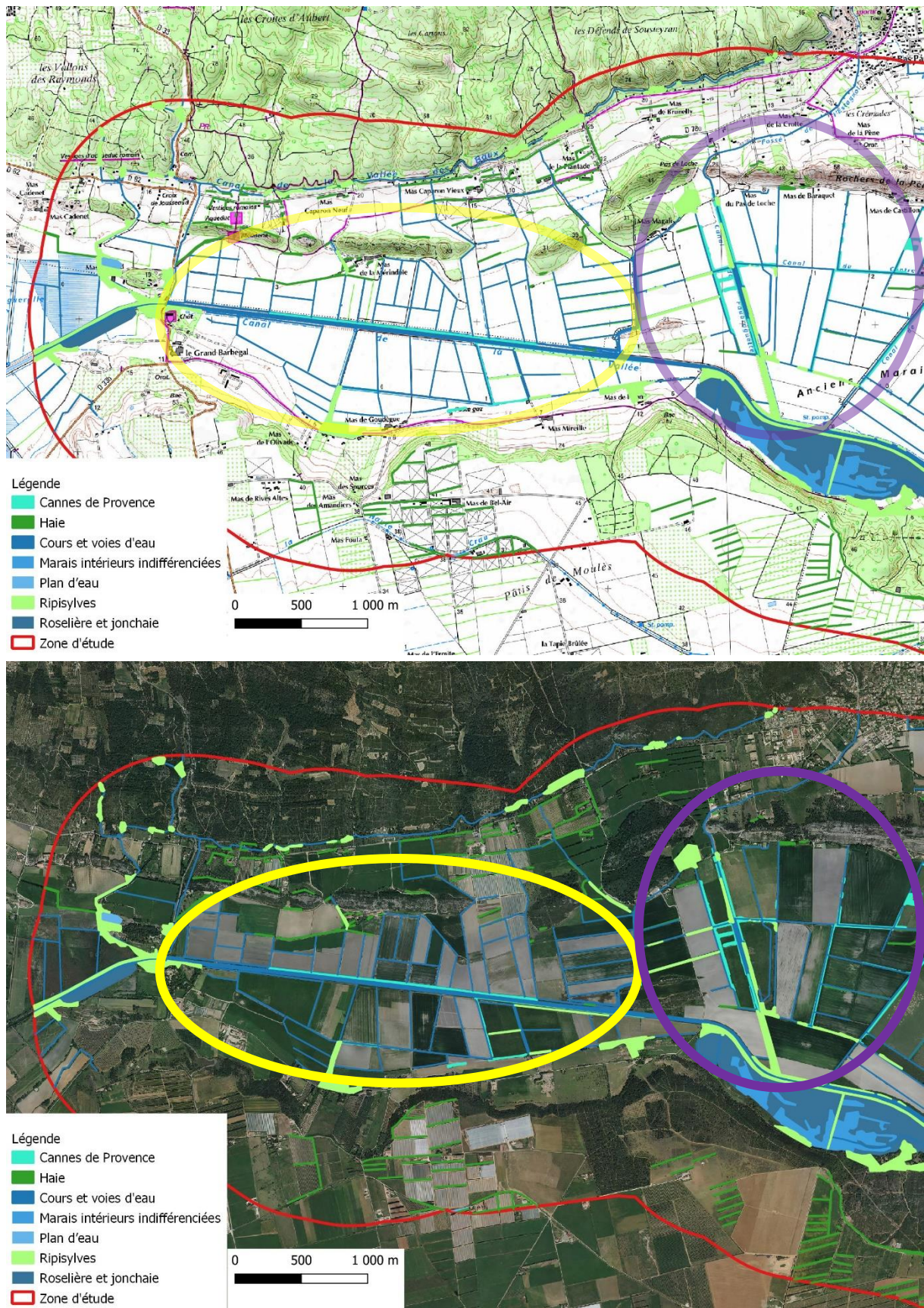


Figure 7a : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de haies des marais des Baux

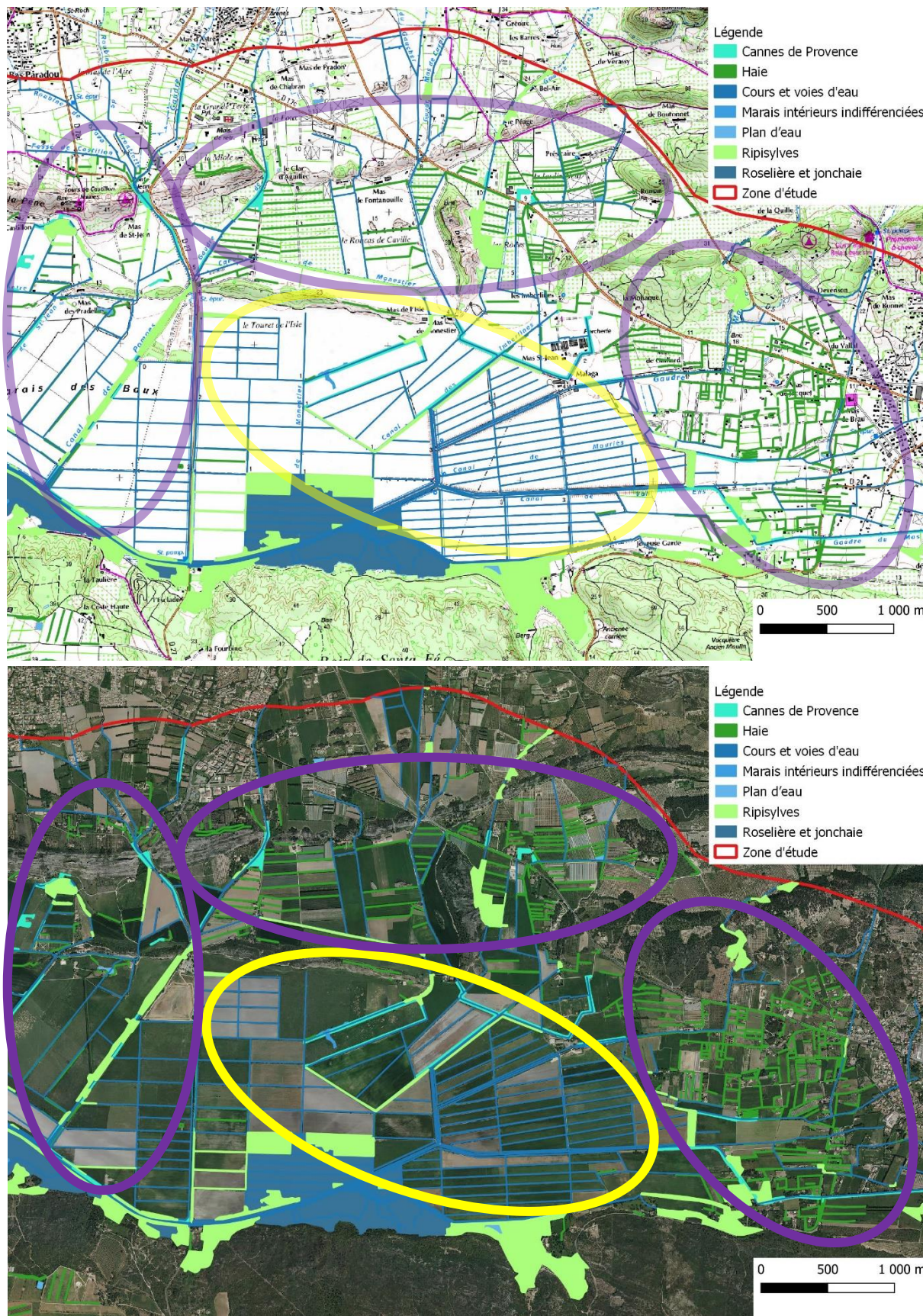


Figure 7b : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de haies des marais des Baux

4.2.3 RESEAU DE ZONES HUMIDES DES MARAIS DES BAUX

Action	Gestion conservatoire des zones humides relictuelles	
Sous-action	Mise en œuvre des plans de gestion sur les sites gérés	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en œuvre des actions de gestion prévues au plan de gestion - Identification et levée des obstacles à la mise en œuvre de la gestion 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR Alpilles, A Rocha, Conservatoire du Littoral, partenaires techniques
Sites concernés	RNR Ilon	
Sous-action	Accompagnement des propriétaires des zones humides non gérées pour la mise en place d'un plan de gestion ou de mesures de gestion	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Etablissement d'un diagnostic écologique - Identification de mesures de gestion pour préserver ou restaurer les habitats (mise en défens, gestion des niveaux d'eau, gestion du pâturage, réouverture de milieu, etc) - Recherche de financements pour la mise en œuvre des actions identifiées - Signature de contrats d'engagement avec les propriétaires et agriculteurs mobilisés 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Ilon Est, Marais de l'Étroit, Etang du Comte, Santa Fé, Fontaines de Mouriès, Joyeuse Garde	
Action	Restauration de zones humides sur les zones à faible fonctionnalité	
Sous-action	Accompagnement des propriétaires des zones humides non gérées pour la mise en place d'un plan de gestion ou de mesures de gestion	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des financements mobilisables pour accompagner propriétaires et agriculteurs - Identification des propriétaires et agriculteurs mobilisables pour différents types d'action (creusement de mares, remise en eau de polders, création de bandes enherbées, changement de pratiques agricoles, etc.) <ul style="list-style-type: none"> o Identification des parcelles à cibler par photo interprétation o Prise de contact - Montage d'un dossier de financement <ul style="list-style-type: none"> o Montage d'un dossier technique adapté à chaque projet o Montage du budget et du plan de financement - Signature de contrats d'engagement avec les propriétaires et agriculteurs mobilisés 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Anciens marais de Figueirolle, Goudègue – Mérindole, Baraquet, Magali, Castillon, Pradelles, Mas de l'Isle, Malaga	

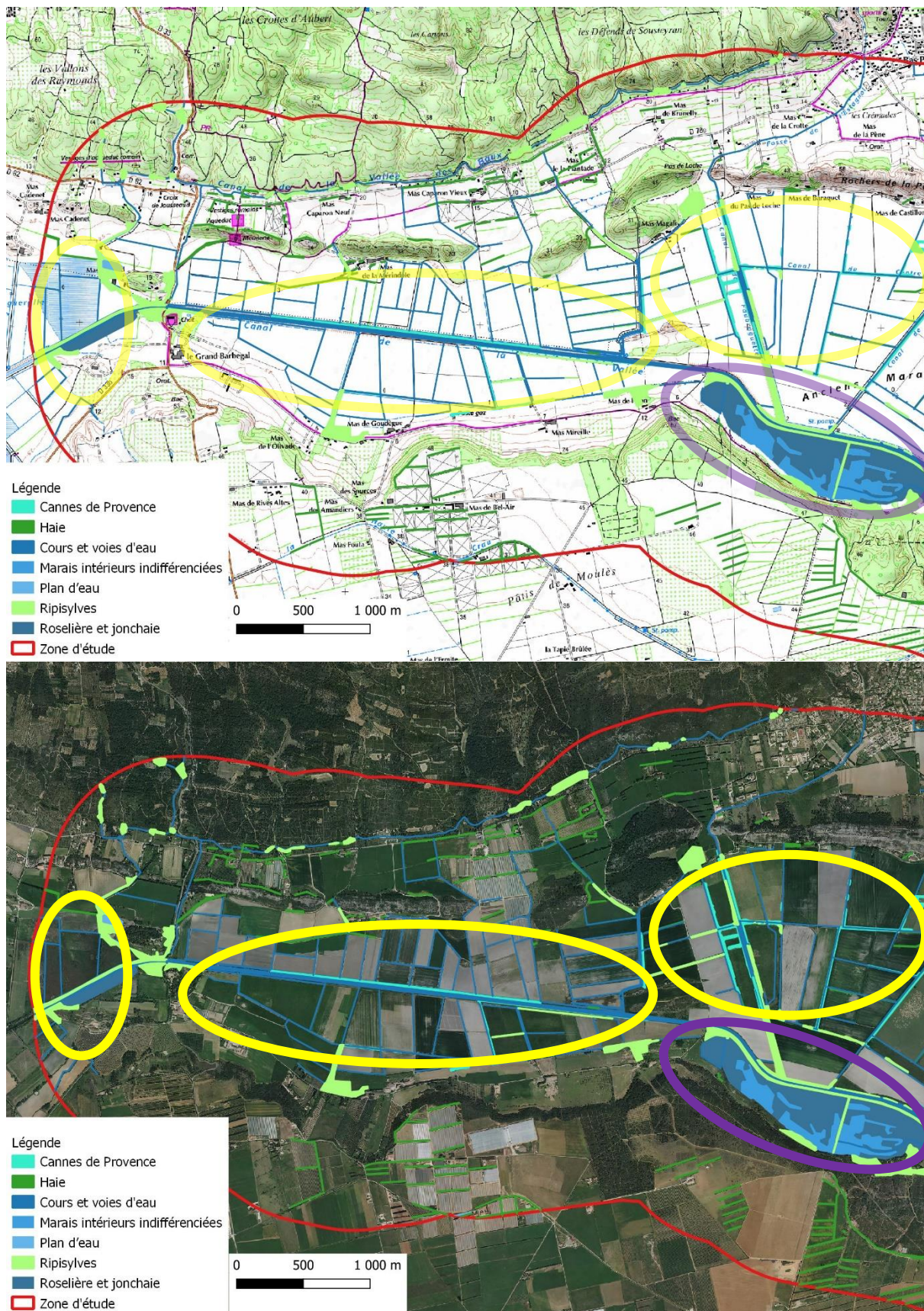


Figure 8a : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de zones humides des marais des Baux

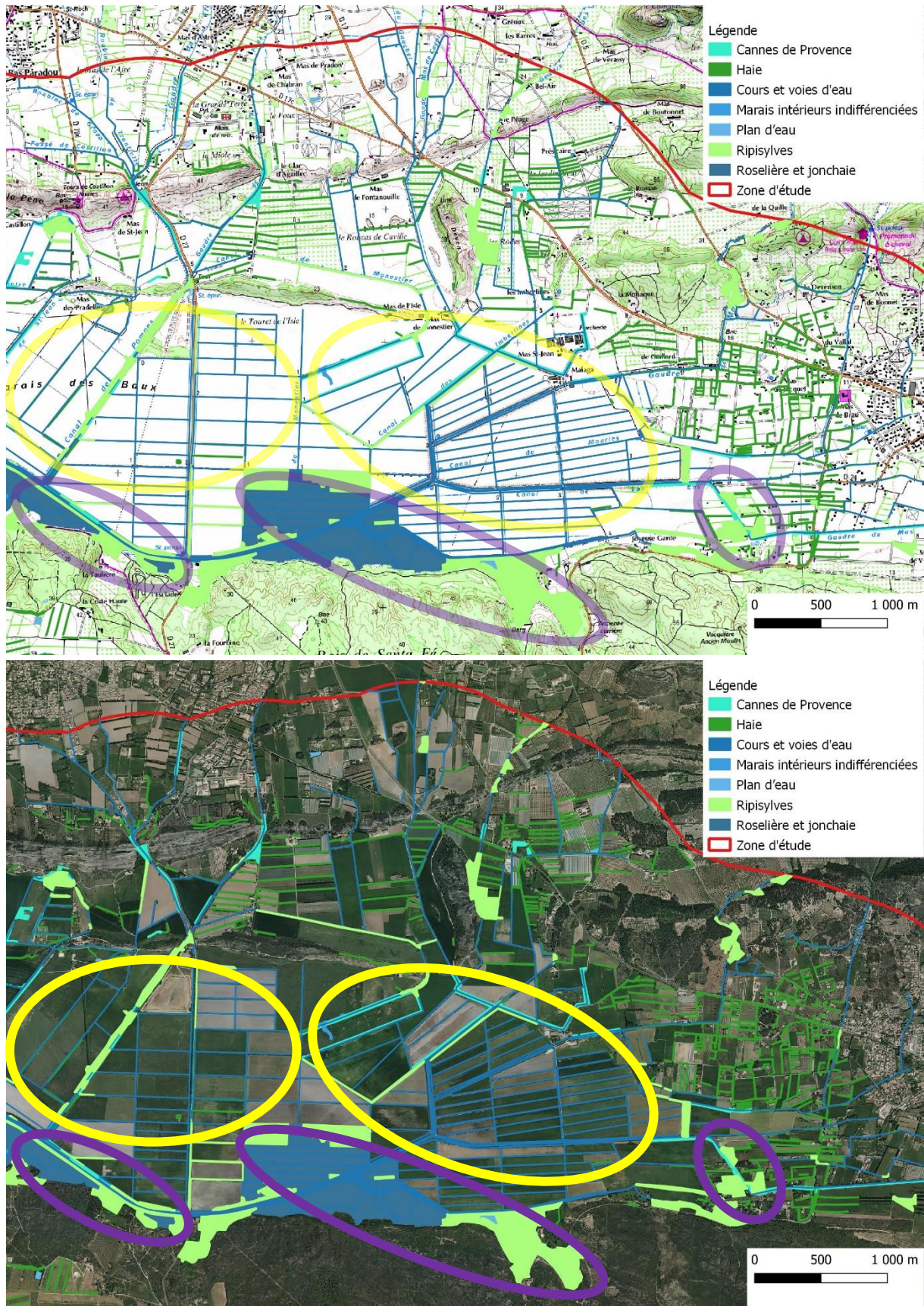


Figure 8b : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de zones humides des marais des Baux

4.2.4 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE CANAUX DES MARAIS DES BAUX

Action	Gestion conservatoire des canaux, roubines et fossés et de leurs abords sur les zones fonctionnelles	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps <ul style="list-style-type: none"> o Période d'entretien des digues de moindre impact pour la faune et la flore : automne – hiver (octobre – février) o Curage à intervalle minimal de 5 à 10 ans, si possible pas tous les canaux la même année, à l'automne pour limiter les impacts sur les espèces hivernantes (tortues notamment) (août – novembre) o Maintien des boisements et ripisylves sur au moins un côté des canaux, et / ou le long du contre-canal le cas échéant - Montage de mécanismes de financement ou de co-portage de l'entretien des digues pour limiter les frais pour les ASA <ul style="list-style-type: none"> o Concertation avec les services techniques de mairies o Coordination avec l'aide du PNR et de Natura 2000 - Réfléchir à la possibilité d'un classement des canaux principaux en cours d'eau <ul style="list-style-type: none"> o Concertation avec les acteurs locaux o Définition des zonages et du type de classement 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, ASA, bureaux d'étude, associations locales, propriétaires et agriculteurs - PNR, ASA, élus, services techniques municipaux, chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs - PNR, élus, ASA, Natura 2000, associations locales, services de l'état, usagers et riverains
Sites concernés	Ensemble des marais des Baux	
Action	Restauration des canaux, roubines et fossés et de leurs abords sur les zones à faible fonctionnalité	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps <ul style="list-style-type: none"> o Période d'entretien de moindre impact pour la faune et la flore : automne – hiver o Curage à intervalle minimal de 5 à 10 ans, si possible pas tous les canaux la même année 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, ASA, bureaux d'études, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Goudègue – Mérindole	
Action	Restauration des boisements et ripisylves sur au moins un côté des canaux, et / ou le long du contre-canal le cas échéant pour les principaux canaux	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des financements mobilisables pour accompagner propriétaires et agriculteurs <ul style="list-style-type: none"> o Identification des parcelles à cibler par photo interprétation o Prise de contact avec les agriculteurs et propriétaires - Montage d'un dossier de financement <ul style="list-style-type: none"> o Montage d'un dossier technique (choix d'essence, composition de la plantation, préparation du sol, mode de plantation, cahier d'entretien) o Montage du budget et du plan de financement - Signature de contrats d'engagement avec les propriétaires et agriculteurs mobilisés 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, ASA, bureaux d'études chambre d'agri, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Canal de Saint Jean, Canal de la Vallée des Baux entre l'Ilon et Barbegal	

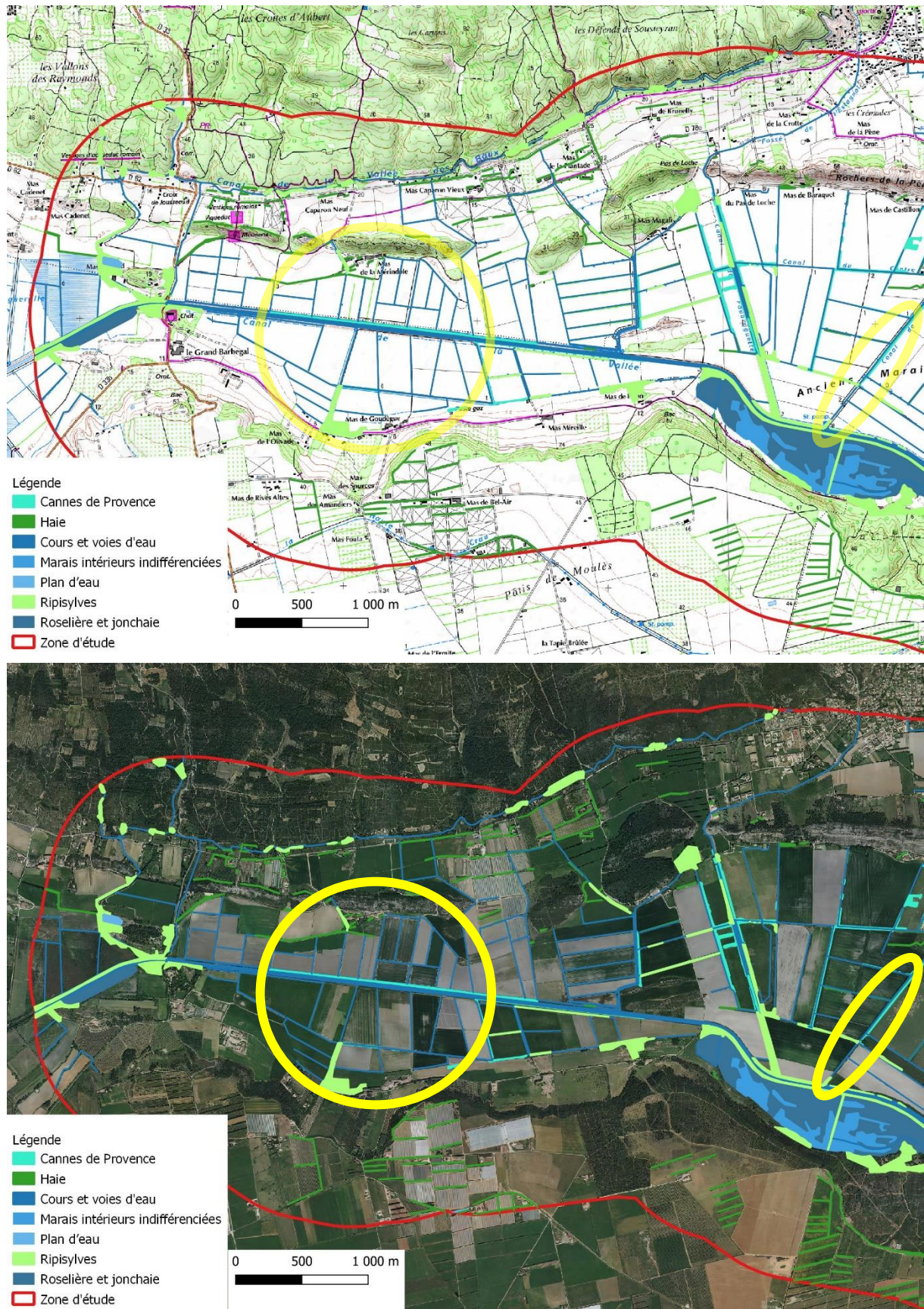


Figure 9 : Sites prioritaires pour la restauration (jaune) du réseau de canaux des marais des Baux

4.2.5 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE MILIEUX HERBACES HUMIDES DES MARAIS DES BAUX

Action	Gestion conservatoire des abords de canaux, fossés et roubines sur les zones fonctionnelles	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps <ul style="list-style-type: none"> o Période de fauche de moindre impact pour la faune et la flore : automne – hiver o Fauche d'un seul côté par an (en alternance) pour maintenir une strate herbacée haute et réduire l'impact sur les espèces sensibles (insectes, Campagnol amphibie) o Mise en défens d'un côté du canal en cas de pâturage 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Meunerie, complexe Ilon – Faubraguette – Canal des Pompes, Pradelles – Tours de Castillon, Malaga – Fontanouille – Sud Maussane	
Action	Restauration des abords de canaux, fossés et roubines sur les zones à faible fonctionnalité	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien différencié dans l'espace et dans le temps <ul style="list-style-type: none"> o Période de fauche de moindre impact pour la faune et la flore : automne – hiver o Fauche d'un seul côté par an (en alternance) pour maintenir une strate herbacée haute et réduire l'impact sur les espèces sensibles (insectes, Campagnol amphibie) o Mise en défens d'un côté du canal en cas de pâturage o Curage à intervalle minimal de 5 à 10 ans, si possible pas tous les canaux la même année 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	Anciens marais de Figueirolle, Goudègue – Mérindole, Etang du Comte	

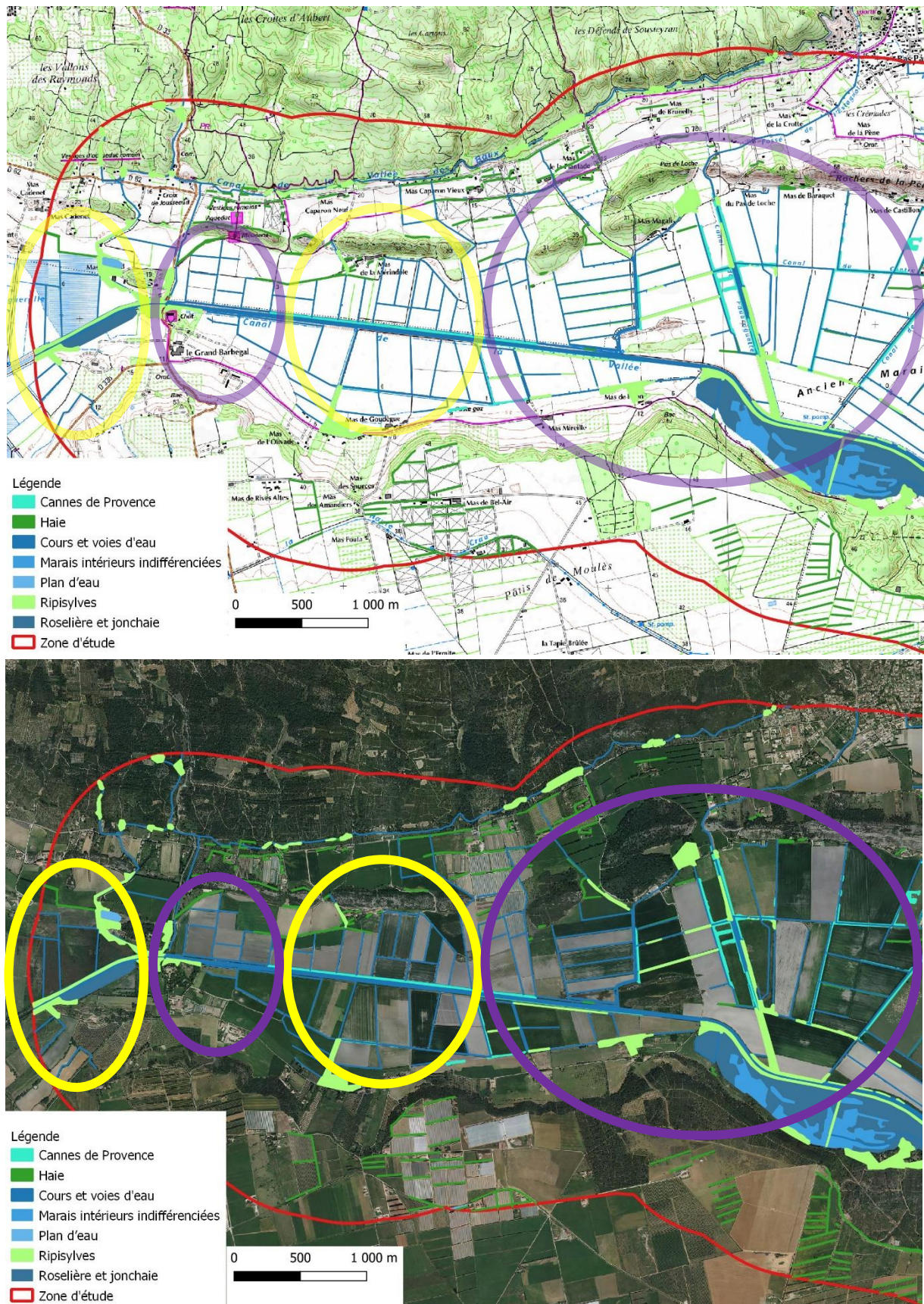


Figure 10a : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de milieux herbacés humides des marais des Baux

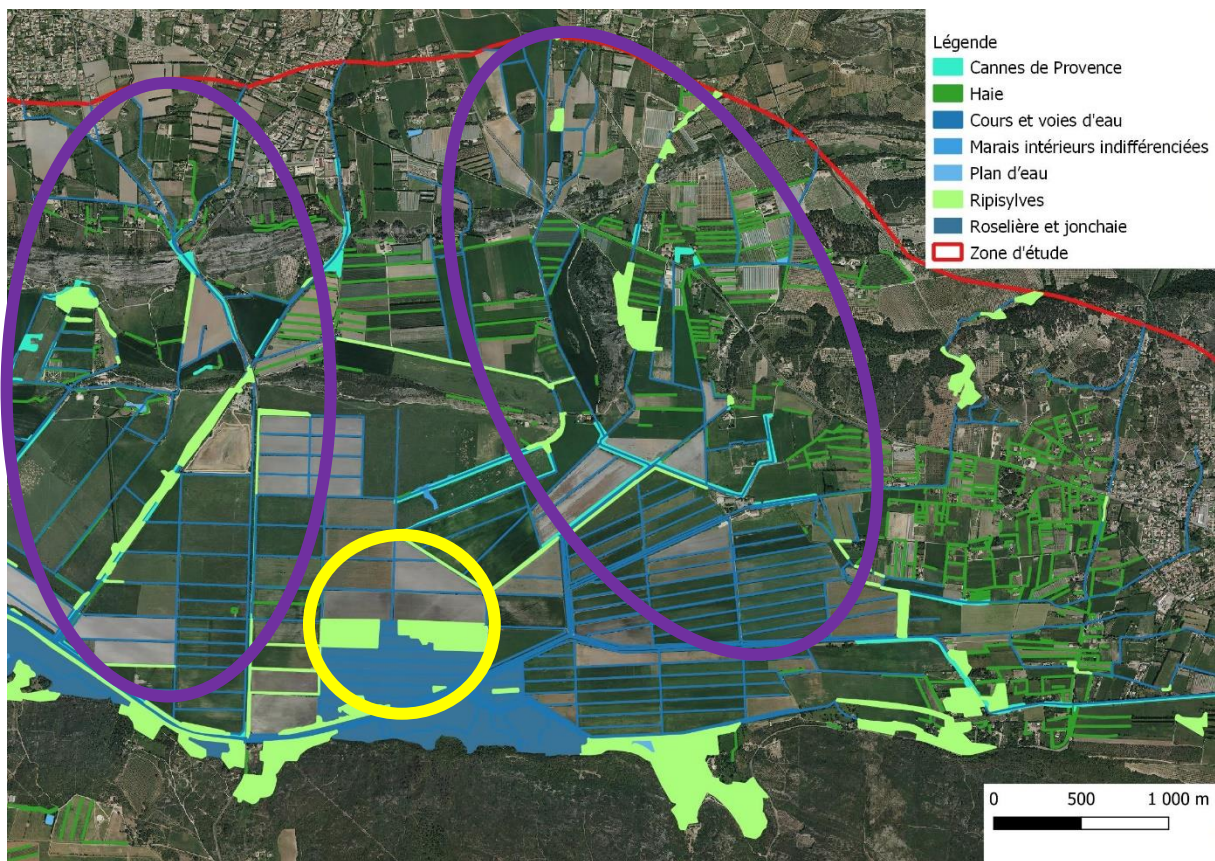
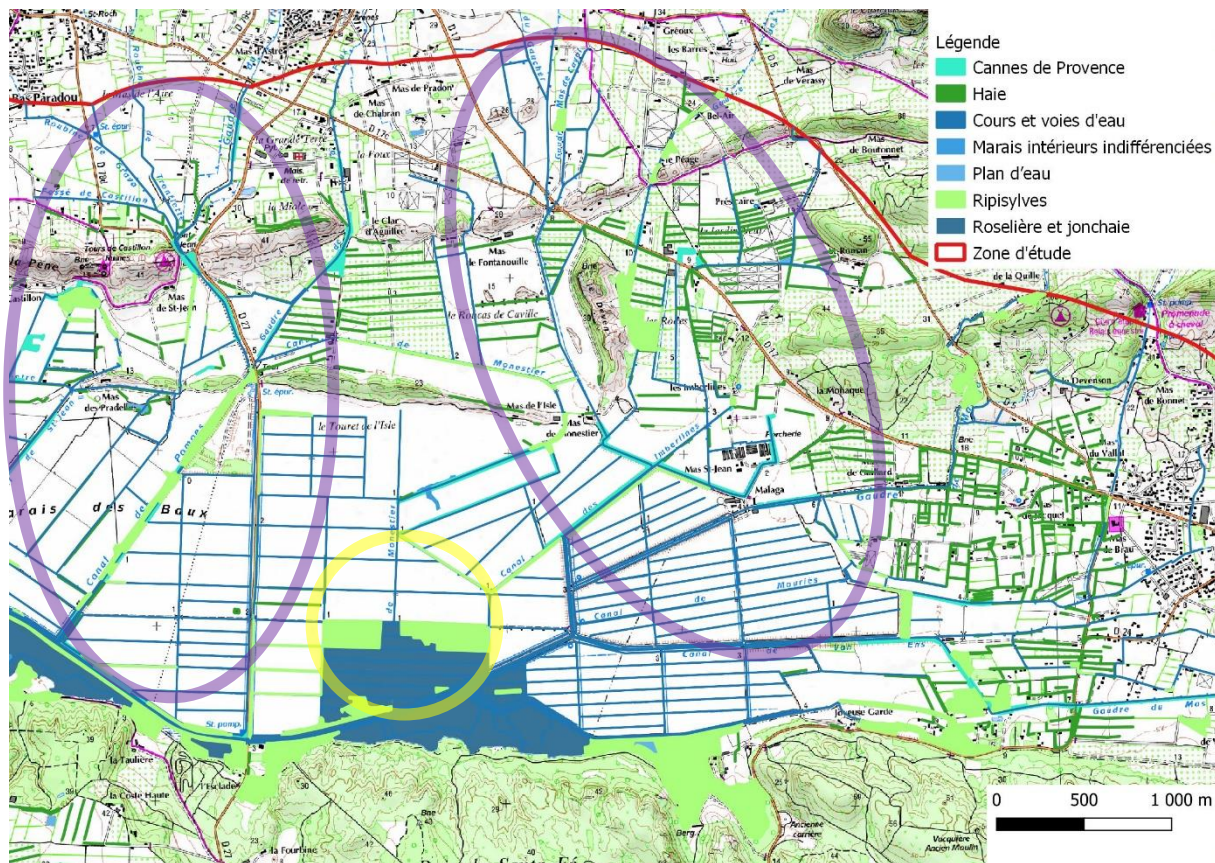


Figure 10b : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de milieux herbacés humides des marais des Baux

4.2.6 FONCTIONNALITE DU RESEAU DE RIPISYLVES DES MARAIS DES BAUX

Action	Gestion conservatoire des ripisylves fonctionnelles	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Montage de mécanismes de financement ou de co-portage de l'entretien des ripisylves pour limiter les frais pour les ASA <ul style="list-style-type: none"> o Concertation avec les services techniques de mairies o Coordination avec l'aide du PNR et de Natura 2000 - Définition et mise en œuvre d'un plan d'entretien adapté au maintien en bon état de conservation des ripisylves <ul style="list-style-type: none"> o Pas d'élagage ou d'abattage sauf exceptions (à définir : châblis, menace structurelle pour les ouvrages, etc) o Période d'intervention de moindre impact pour la faune et la flore : automne – hiver o Mise en défens en cas de pâturage pour assurer la régénération et la présence de différentes strates - Mesures de classement et protection des ripisylves les plus remarquables <ul style="list-style-type: none"> o Concertation avec les propriétaires, agriculteurs, gestionnaires et usagers o Identification des outils de protection les plus adaptés : APPB, Espace Boisé Classé, acquisition foncière, zonage PLU, etc... 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, ASA, élus, services techniques municipaux, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs - PNR, services techniques municipaux, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs - PNR, élus, Natura 2000, associations locales, services de l'état, propriétaires et agriculteurs, autres usagers
Sites concernés	Nord du marais de l'Illon, Santa Fé, Canal des Pompes, Canal de Faubraguette, Fontaines de Mouriès	
Action	Restauration des ripisylves dégradées et reconnexion des ripisylves isolées	
Sous-action	Mise en vieillissement des ripisylves existantes	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Mise en vieillissement des linéaires jeunes (absence de taille et de fauche et de pâturage) <ul style="list-style-type: none"> o Prise de contact avec les propriétaires et agriculteurs o Sensibilisation aux enjeux liés aux haies o Contrat d'engagement 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs
Sites concernés	: Etang du Comte, Barbegal, Anciens marais de Figueirole	
Sous-action	Restauration des ripisylves dégradées et reconnexion des ripisylves isolées	Qui ?
Détail	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des financements mobilisables pour accompagner propriétaires et agriculteurs <ul style="list-style-type: none"> o Identification des parcelles à cibler par photo interprétation o Prise de contact avec les agriculteurs et propriétaires - Montage d'un dossier de financement <ul style="list-style-type: none"> o Montage d'un dossier technique (choix d'essence, composition de la plantation, préparation du sol, mode de plantation, cahier d'entretien) o Montage du budget et du plan de financement o Signature de contrats d'engagement avec les propriétaires et agriculteurs mobilisés 	<ul style="list-style-type: none"> - PNR, bureaux d'études, Natura 2000, associations locales, propriétaires et agriculteurs

Sites concernés	Canal Saint Jean, Canal de la Vallée des Baux entre l'Ilon et Barbegal, Source de Goudègue, Canal de Van Ens

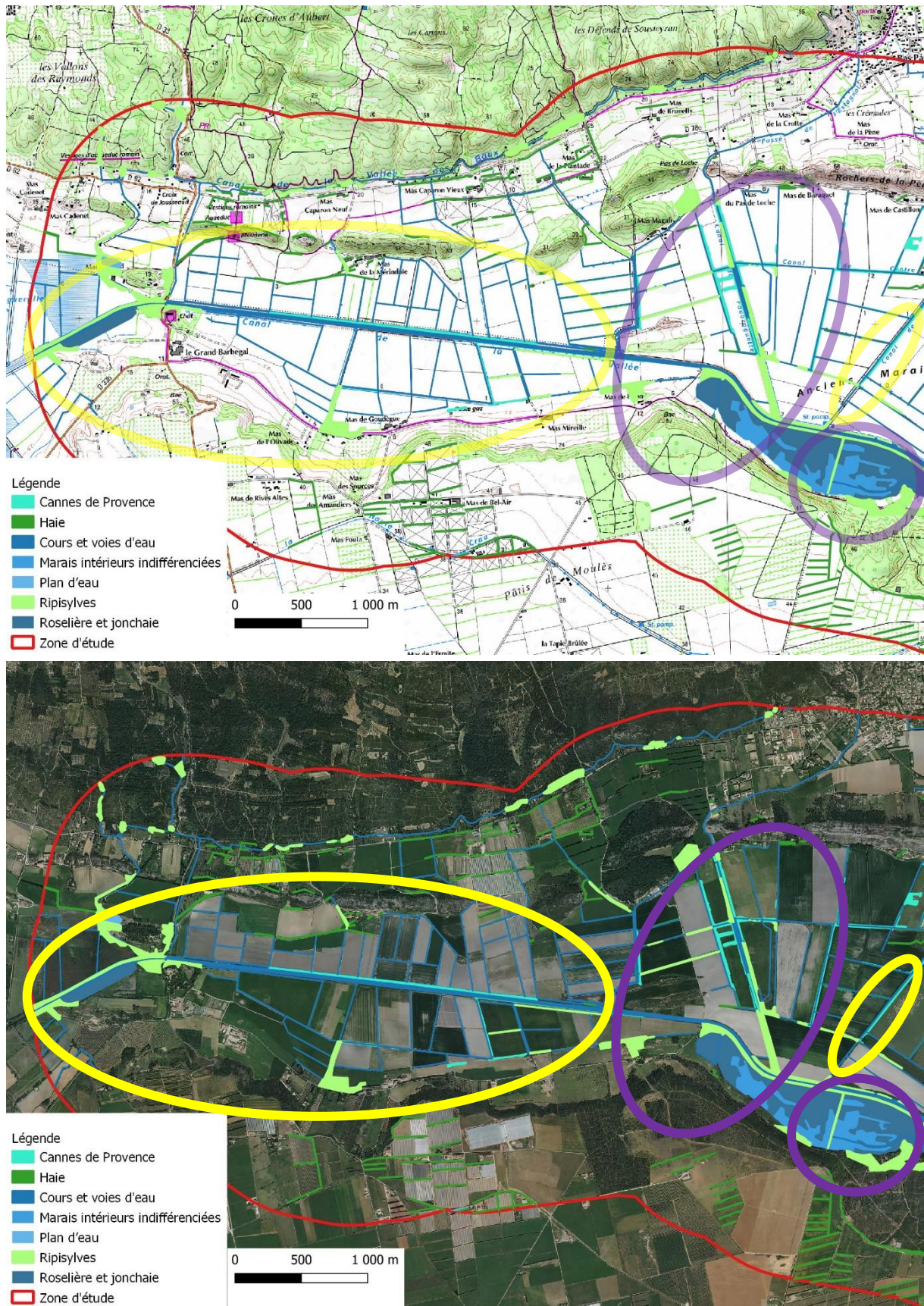


Figure 11a : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de ripisylves des marais des Baux

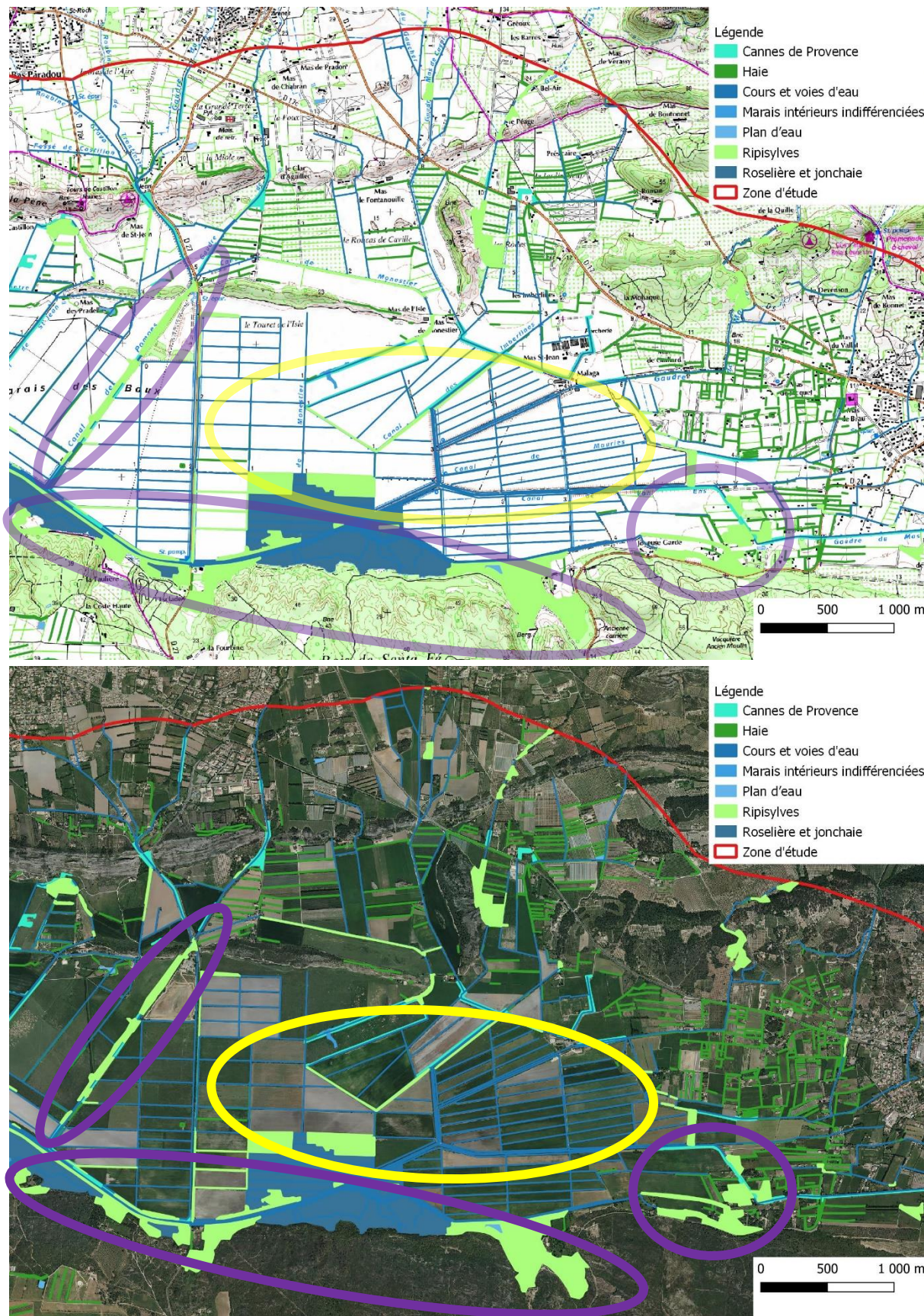
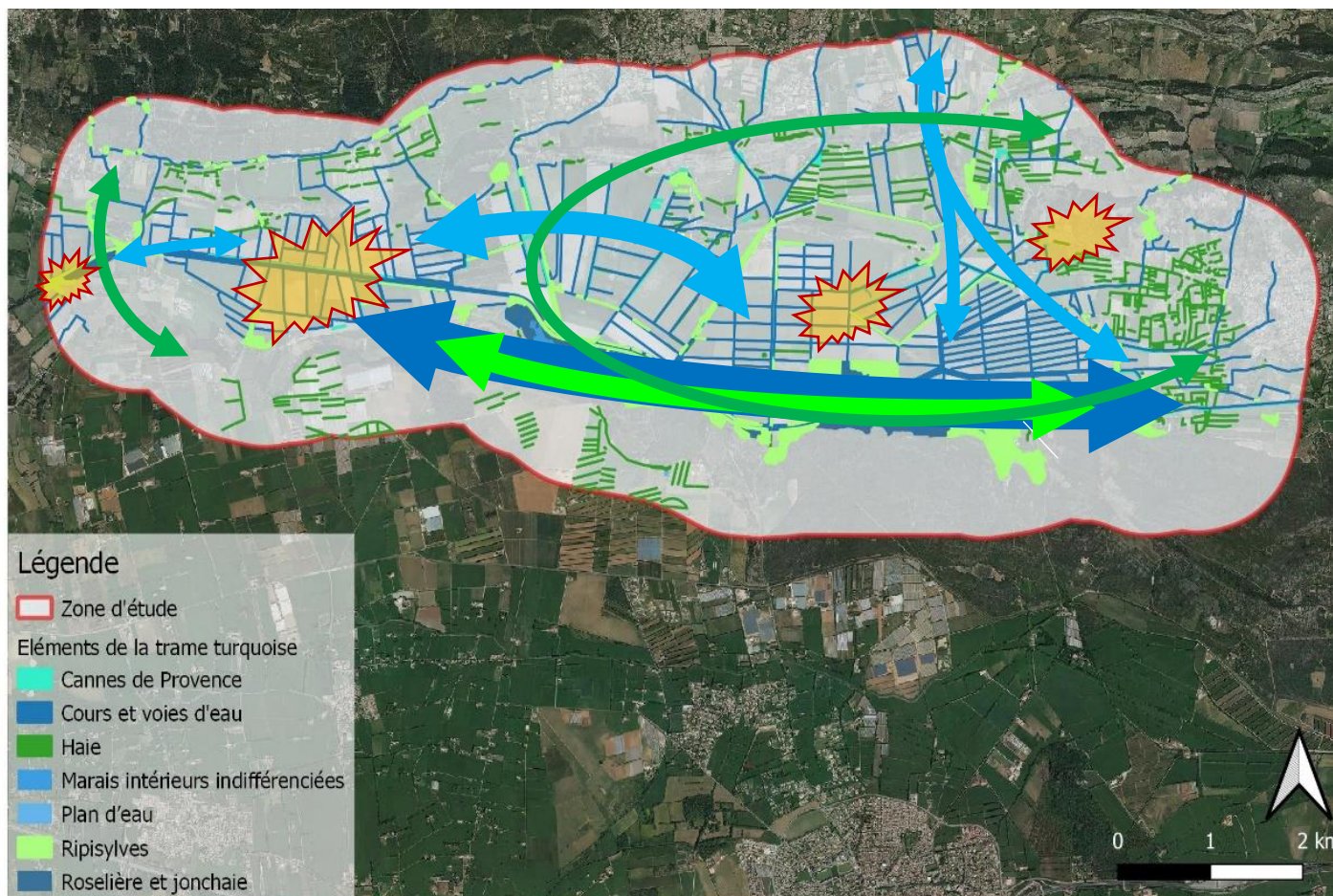


Figure 11b : Sites prioritaires pour la conservation (violet) et la restauration (jaune) du réseau de ripisylves des marais des Baux

4.3 SYNTHÈSE : TRAME TURQUOISE DES MARAIS DES BAUX

La figure 12 synthétise les principaux éléments de continuités et de discontinuités écologiques mis en évidence par les analyses de fonctionnalité par compartiment de la trame turquoise décrits ci-dessus.

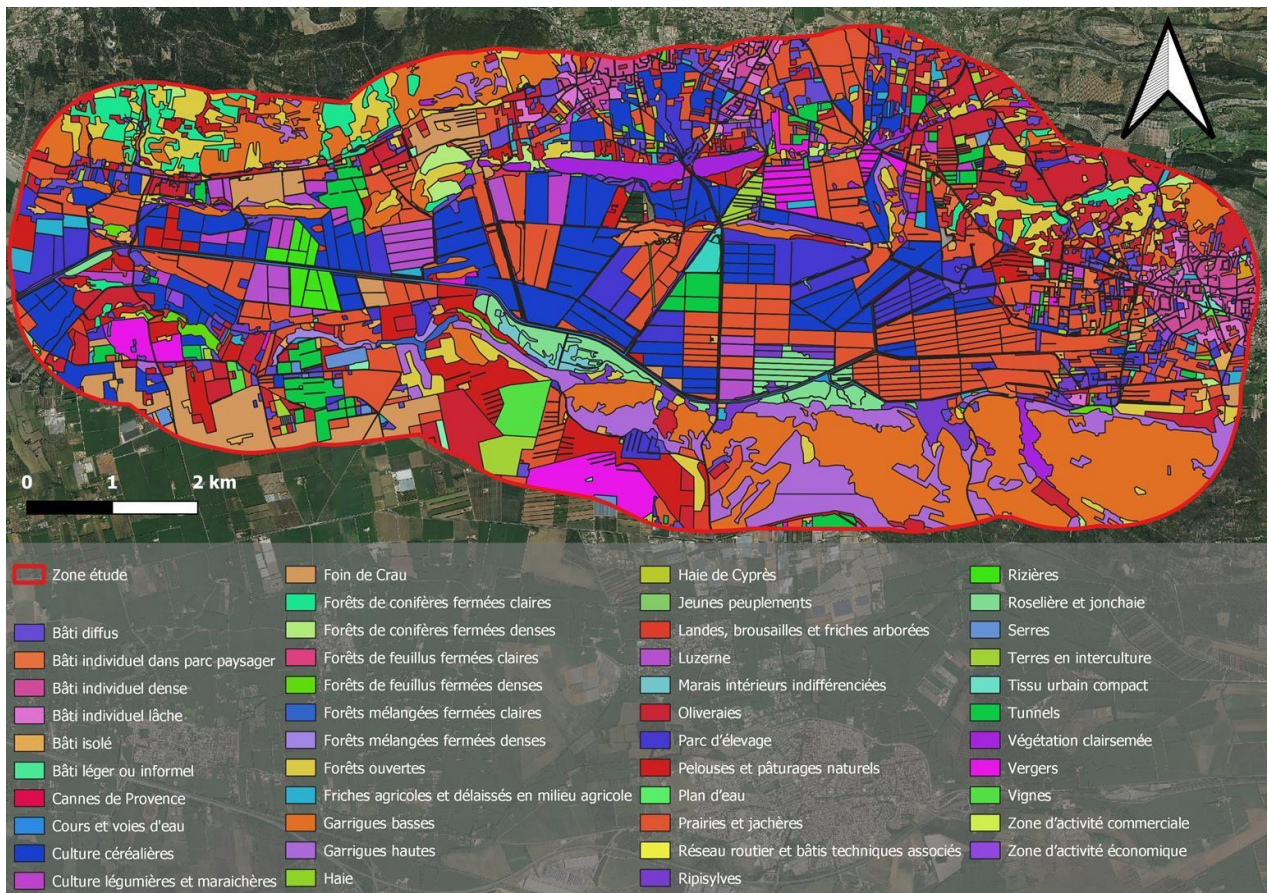
Figure 12 : Cartographie de la trame turquoise des marais des Baux. Bleu clair : corridors probables liés aux milieux herbacés humides. Bleu foncé : corridors probables liés aux zones humides et aux marais. Vert foncé : corridors probables liés aux haies. Vert clair : corridors probables liés aux ripisylves. Etoiles oranges bordées de rouge : principaux secteurs avec rupture des continuités écologiques ou forte baisse de la fonctionnalité de la trame turquoise pour un ou plusieurs compartiments.



ANNEXES

ANNEXES DU CHAPITRE 1

ANNEXE 1.1 : CARTE DES MODES D'OCCUPATION DU SOL (SOURCE : A ROCHA FRANCE)



ANNEXE 1.2 : STATUT DES ESPECES ET EVOLUTION DES POPULATIONS DE CHIROPTERES DANS LES BOUCHES-DU-RHONE (HAQUART ET AL.,1997)

Statut - Status : C = Commun = common ; V = Vulnérable = vulnerable ; I = Indéterminé = indeterminate ; R = Rare = rare ; D = Disparu (pas d'observation récente) = extinct (no recent observation)

		Bouches-du-Rhône		Var		Remarques
Grand Rhinolophe	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	V	↘	V	↘	
Petit Rhinolophe	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	R	↘↘	V	↘	Pratiquement disparu des Bouches-du-Rhône
Rhinolophe euryale	<i>Rhinolophus euryale</i>	D	↘↘	R	↘↘	Quelques observations dans le Var.
Rhinolophe de Méhély	<i>Rhinolophus mehely</i>	D	↘↘			Pas d'observation récente, en limite d'aire ?
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentoni</i>	I	?	C	?	
Vespertillon de Capaccini	<i>Myotis capaccinii</i>	R	↘↘	V	↘	
Grand et/ou Petit Murin	<i>M. blythi / M. myotis</i>	R	↘↘	V	↘	
Vespertillon à oreilles échancrées	<i>Myotis emarginatus</i>	V	?	V	?	
Vespertillon à moustache	<i>Myotis mystacinus</i>			I	?	espèce en limite d'aire ?
Vespertillon de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	I	?	I	?	
Vespertillon de Bechstein	<i>Myotis bechsteini</i>	D	?	I	?	
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	C	?	C	?	
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	I	?	I	?	
Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhli</i>	C	?	C	?	
Vespère de Savi	<i>Hypsugo savii</i>	I	?	C	?	
Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	I	?	V	?	espèce en limite d'aire ?
Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>	I	?	C	?	
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	I	?	I	?	
Grande Noctule	<i>Nyctalus lasiopterus</i>			D	?	espèce en limite d'aire ?
Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	D	?	D	?	espèce en limite d'aire ?
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	I	?	I	?	
Barbastelle d'Europe	<i>Barbastella barbastellus</i>			I	?	espèce en limite d'aire ?
Minioptère de Schreibers	<i>Miniopterus schreibersi</i>	V	↘	V	↘	
Molosse de Cestoni	<i>Tadarida teniotis</i>	V	?	V	?	

Evolution des populations :

? = Indéterminé ;

↘ = en déclin certain;

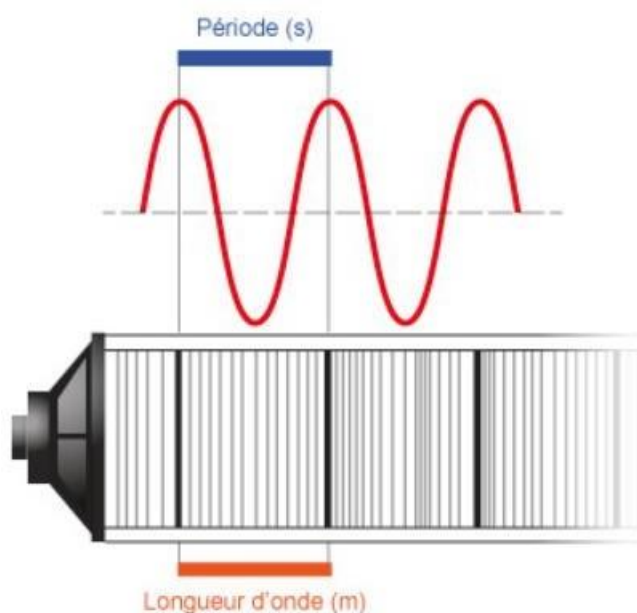
↘↘ = Disparu ou pratiquement disparu

ANNEXE 1.3 : DEFINITION DE LA LONGUEUR D'ONDE

On rappelle que les ondes vont soit traverser les objets qu'elles rencontrent soit être renvoyées par cet objet. Cela dépend de la longueur d'onde des signaux émis. Cette longueur d'onde comparée à l'épaisseur de l'objet rencontré déterminera si l'onde est renvoyée ou si elle le traverse. Elle peut être modifiée par l'animal émetteur.

Ces informations sont importantes car elles vont permettre de comprendre les signaux émis selon l'écologie d'une espèce. Des espèces comme les murins qui sont des espèces de feuillage et de milieu forestier vont voler à des altitudes où de nombreux objets sont rencontrés et justifie ainsi l'émission de signaux FM à bande large et de courtes durées. Certaines espèces privilégient davantage des gammes de fréquence très restreintes et une faible largeur de bande perdant l'information en 3 dimensions des obstacles (perte de l'information sur la distance) mais gagnent en portée (Barataud, 2020).

La longueur d'onde est la distance séparant deux molécules successives dans le même état vibratoire (même pression et vitesse acoustique) ou encore la distance parcourue par l'onde pendant une période.



(Source : cochlea.eu par Antoine Lorenzi et Benjamin Chaix)

Dans un milieu donné, la fréquence et la longueur d'onde sont liées par la formule :

$$\lambda = c/f = c \cdot T$$

où λ est la longueur d'onde en mètre (m)

c la célérité de propagation de l'onde en mètre par seconde (m.s⁻¹)

f la fréquence (Hz)

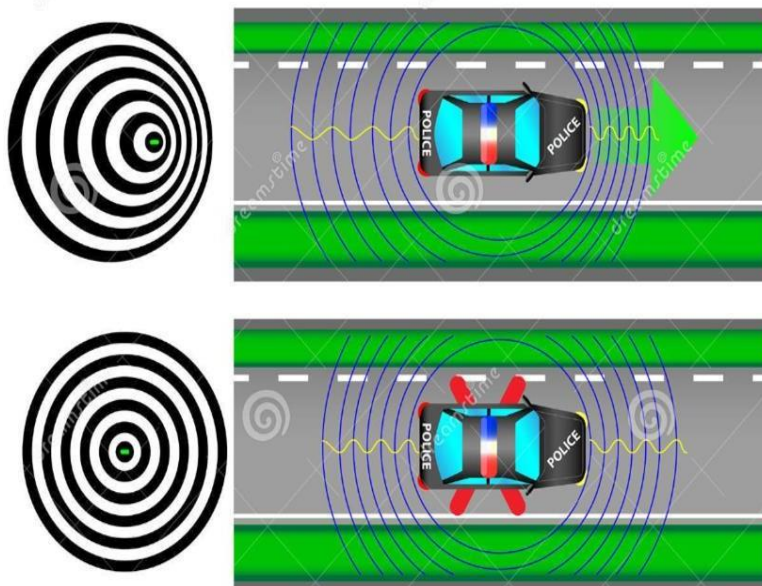
et T la période (s).

Pour une sinusoïde de fréquence 10 Hz et une célérité de propagation de l'onde égale à 340 m.s⁻¹, la longueur d'onde vaut 34 mètres.

Plus la longueur d'onde est grande, plus la fréquence est faible. À l'inverse, plus elle est faible, plus la fréquence est élevée.

 ANNEXE 1.4 : FONCTIONNEMENT PARTICULIER DES RHINOLOPHES OU TECHNOLOGIE DOPPLER

Seules espèces à fonctionner en Fréquence Constante (FC), elles fonctionnent sur la base de la détection du mouvement des proies. L'effet DOPPLER se base sur la distorsion de la longueur d'onde d'un son d'une cible en mouvement. Ainsi les Rhinolophes vont capter la différence entre le signal émis et l'écho réfléchi. Un son revenant plus aigu indiquera une cible qui se rapproche et un son plus grave une cible qui s'éloigne. Si le son revient à la fréquence d'origine c'est que l'émetteur est à l'aplomb de sa cible.



(Source : Dreamstime, Photo libre de droits)

La performance de cette technique va encore plus loin car toutes les êtres « captés » ne présentent pas un même intérêt alimentaire et les rhinolophes sont capables d'identifier leurs proies. Pour cela ils se basent sur la différence de réflexion des ondes entre le corps de l'insecte chassé et ses ailes.

La réflexion des ondes sur le corps donne des informations sur la direction et la vitesse.

Le décalage fréquentiel avec la réflexion des ondes sur les ailes indique le rythme de battement et permet l'identification de l'espèce.

La longueur du cri des rhinolophes s'explique aussi. Une telle acuité nécessite une émission sur une bande de fréquence très restreinte. Mais si les variations de fréquences sont importantes (grande vitesse de la proie + celle du Rhinolophe) on a un décalage des fréquences de l'écho qui peut ainsi sortir de la gamme de l'émetteur. Ainsi en utilisant une émission plus longue dans le temps, les premiers retours échos reviennent avant la fin de l'émission et l'individu peut ainsi ajuster sa gamme de fréquence si besoin.

Les espèces Fréquence Modulée (FM) évitent un tel recouvrement des ondes puisque cela perturberait leur réception de signaux très brefs.

La fin des signaux FC des rhinolophes se caractérisent toujours par un FM abrupte final fournissant la position dans l'espace de sa cible. Seule cette FM restera dans la phase d'approche.

 ANNEXE 1.5 : CODES DE FAVORABILITE ET DE FRICTION ATTRIBUES AUX HABITATS DE LA VALLEE DES BAUX POUR LES ESPECES ETUDIEES

Habitat	Fav-RHIFER	Fric-RHIFER	Fav-EPTSER	Fric-EPTSER	Fav-PIPPYG	Fric-PIPPYG
Tissu urbain compact	0	50	0	25	0	50
Tissu urbain aéré	0	50	0	25	0	50
Bâti individuel dense	0	25	1	12	0	50
Bâti individuel lâche	2	3	2	6	0	50
Bâti individuel dans parc paysager	2	3	2	3	0	50
Bâti diffus	2	3	2	3	0	50
Bâti isolé	2	6	2	3	0	50
Bâti léger ou informel	1	12	2	6	0	50
Zone d'activité commerciale	0	50	0	50	0	50
Zone d'activité économique	0	50	0	50	0	50
Equipements collectifs	0	50	0	50	0	50
Equipements, eau énergie, TIC, déchets	1	50	0	50	0	50
Parkings en ZAE	0	12	0	50	0	50
Réseau routier et bâtis associés	0	50	0	50	0	50
Réseau ferroviaire et bâtis associés	0	50	0	50	0	50
Gare routières	0	50	0	50	0	50
Parkings	0	50	0	25	0	50
Espaces associés aux réseaux routiers et/ou ferroviaire	1	50	1	12	0	50
Décharge	0	6	0	50	0	50
Chantier	0	50	0	50	0	50
Zone de stockage à l'air libre, sauvage	2	6	2	3	0	50
Espaces verts urbains	2	6	2	6	0	50

Terrain vague en zone urbaine	1	12	2	6	0	50
Cimetière	0	25	0	25	0	50
Espaces bâtis de sports et loisirs	0	50	0	25	0	50
Culture légumières et maraichères	0	25	0	25	0	50
Culture céréalières	0	25	0	25	0	50
Terres en interculture	0	25	0	25	0	50
Rizières	1	50	0	25	0	50
Serres	0	50	0	50	0	50
Tunnels	0	50	0	50	0	50
Vignes	1	12	3	1	0	50
Vergers	2	3	3	1	0	50
Oliveraies	2	3	3	1	0	50
Prairies et jachères	2	6	3	1	0	50
Parc d'élevage	3	1	3	1	0	50
Foin de crau	1	12	1	12	0	50
Luzerne	1	12	3	3	0	50
Friches agricoles	1	12	2	3	0	50
Haie	3	1	3	1	2	6
Haie de cyprès	1	12	2	3	2	6
Forêt de feuillus fermée claire	3	1	2	3	2	6
Forêt de feuillus fermée dense	3	3	2	6	2	6
Forêt de conifères fermée claire	3	1	2	3	2	6
Forêt de conifères fermée dense	2	3	2	6	2	6
Forêt mélangée fermée claire	3	1	2	3	2	6
Forêt mélangée fermée dense	3	3	3	6	2	6
Pelouses et pâturages naturels	2	3	3	1	2	6
Landes, broussailles et friches arborées	3	1	3	1	2	6
Garrigue haute	3	1	3	1	2	6
Garrigue basse	3	1	3	1	2	6
Forêt ouverte	3	1	2	3	2	6
Jeune peuplement	2	3	2	3	2	6

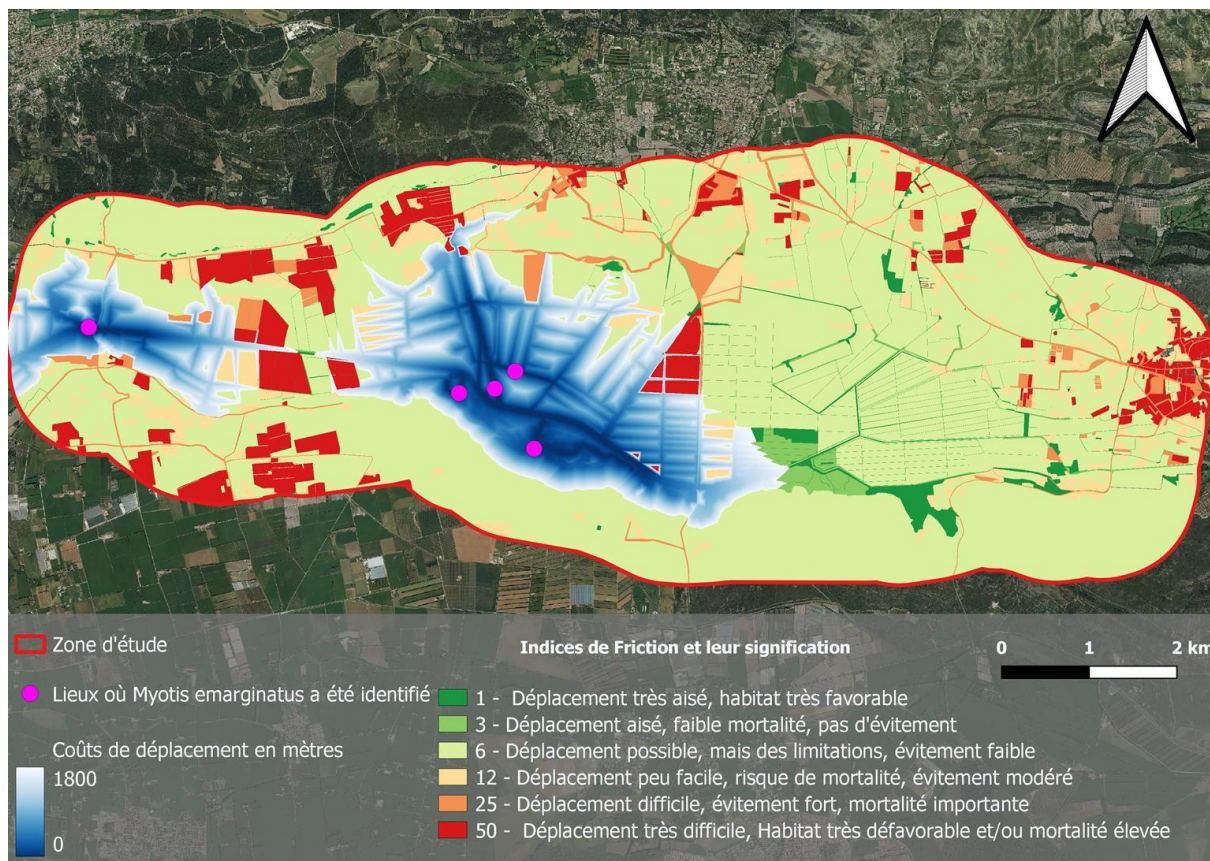
Végétation clairsemée	2	12	3	1	2	6
Marais intérieurs indifférenciés	2	6	2	6	3	1
Cannes de Provence	2	3	2	6	3	1
Roselière et jonchaies	2	3	2	6	3	1
Ripisylves	3	1	3	1	3	1
Cours et voies d'eau	3	1	3	1	3	1
Plan d'eau	2	3	2	3	3	1

Habitat	Fav-MYOEMA	Fric-MYOEMA	Fav-MYODAU	Fric-MYODAU	Fav-MYOCAP	Fric-MYOCAP
Tissu urbain compact	0	50	0	50	0	50
Tissu urbain aéré	0	50	0	50	0	50
Bâti individuel dense	0	50	0	50	0	50
Bâti individuel lâche	1	12	0	50	1	12
Bâti individuel dans parc paysager	1	12	0	25	1	12
Bâti diffus	1	12	0	50	1	12
Bâti isolé	1	12	0	25	1	12
Bâti léger ou informel	1	12	0	50	1	12
Zone d'activité commerciale	0	50	0	50	0	50
Zone d'activité économique	0	50	0	50	0	50
Equipements collectifs	0	50	0	50	0	50
Equipements, eau énergie, TIC, déchets	0	50	0	50	0	50
Parkings en ZAE	0	50	0	50	0	50
Réseau routier et bâtis associés	0	50	0	50	0	50
Réseau ferroviaire et bâtis associés	0	50	0	50	0	50
Gare routières	0	50	0	50	0	50
Parkings	0	50	0	50	0	50

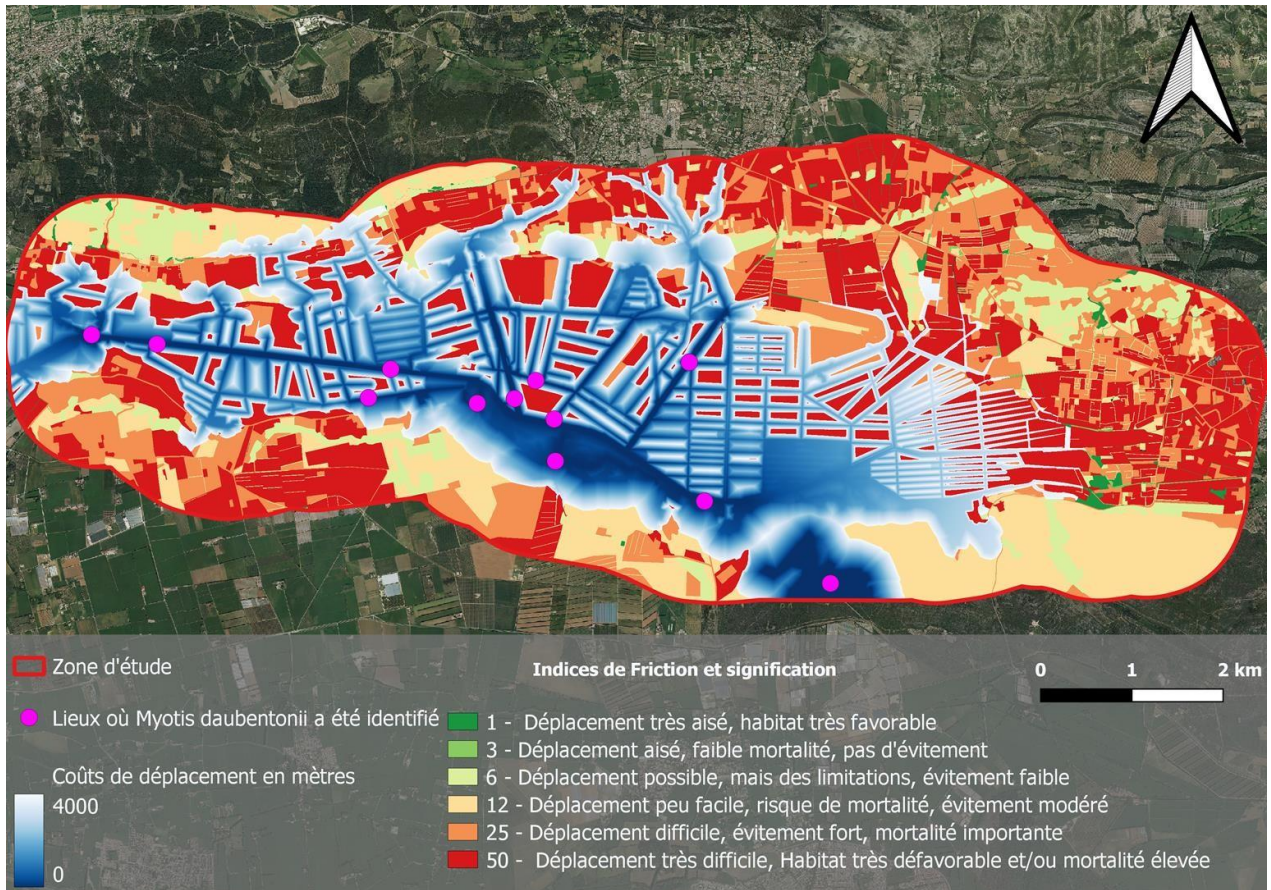
Espaces associés aux réseaux routiers et/ou ferroviaire	0	50	0	50	0	50
Décharge	0	50	0	50	0	50
Chantier	0	50	0	50	0	50
Zone de stockage à l'air libre, sauvage	1	12	0	50	1	12
Espaces verts urbains	0	50	0	50	0	50
Terrain vague en zone urbaine	0	50	0	50	0	50
Cimetière	0	50	0	50	0	50
Espaces bâtis de sports et loisirs	0	50	0	50	0	50
Culture légumières et maraichères	0	25	0	25	0	25
Culture céréalières	2	6	0	50	2	6
Terres en interculture	2	6	0	50	1	12
Rizières	1	12	0	50	0	50
Serres	0	50	0	50	0	50
Tunnels	0	50	0	50	0	50
Vignes	0	50	0	25	2	6
Vergers	2	6	0	25	2	6
Oliveraies	2	6	0	25	2	6
Prairies et jachères	2	6	0	50	2	6
Parc d'élevage	2	6	0	25	2	6
Foin de crau	0	50	0	50	0	50
Luzerne	1	12	0	25	1	12
Friches agricoles	1	12	0	25	1	12
Haie	2	6	2	6	2	6
Haie de cyprès	2	6	2	6	2	6
Forêt de feuillus fermée claire	2	3	2	6	2	6
Forêt de feuillus fermée dense	2	6	2	6	1	12

Forêt de conifères fermée claire	3	1	2	6	2	6
Forêt de conifères fermée dense	2	6	1	12	1	12
Forêt mélangée fermée claire	1	12	2	6	2	6
Forêt mélangée fermée dense	2	3	2	6	2	6
Pelouses et pâturages naturels	2	6	1	12	2	6
Landes, broussailles et friches arborées	2	6	1	12	2	6
Garrigue haute	2	3	1	12	2	6
Garrigue basse	2	3	1	12	2	6
Forêt ouvert	2	3	2	6	2	6
Jeune peuplement	2	3	2	6	2	6
Végétation clairsemée	2	3	2	6	2	6
Marais intérieurs indifférenciés	2	6	3	1	3	1
Cannes de Provence	2	6	2	3	2	3
Roselière et jonchaies	2	3	2	3	2	3
Ripisylves	2	3	3	1	3	1
Cours et voies d'eau	2	3	3	1	3	1
Plan d'eau	2	3	3	1	3	1

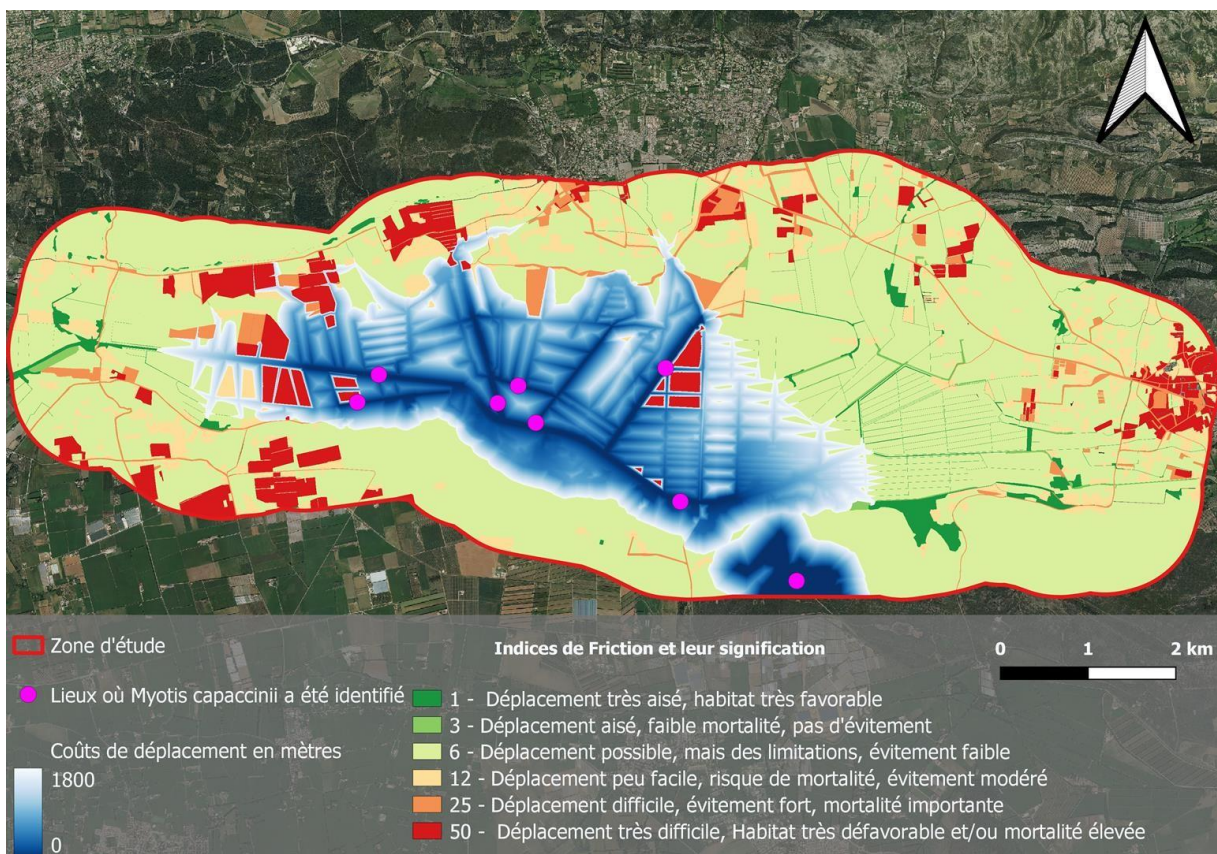
ANNEXE 1.6 : DISPERSION DE MYOTIS EMARGINATUS POUR UNE DISTANCE MAXIMALE DE DISPERSION DE 1800M DANS LA VALLEE DES BAUX



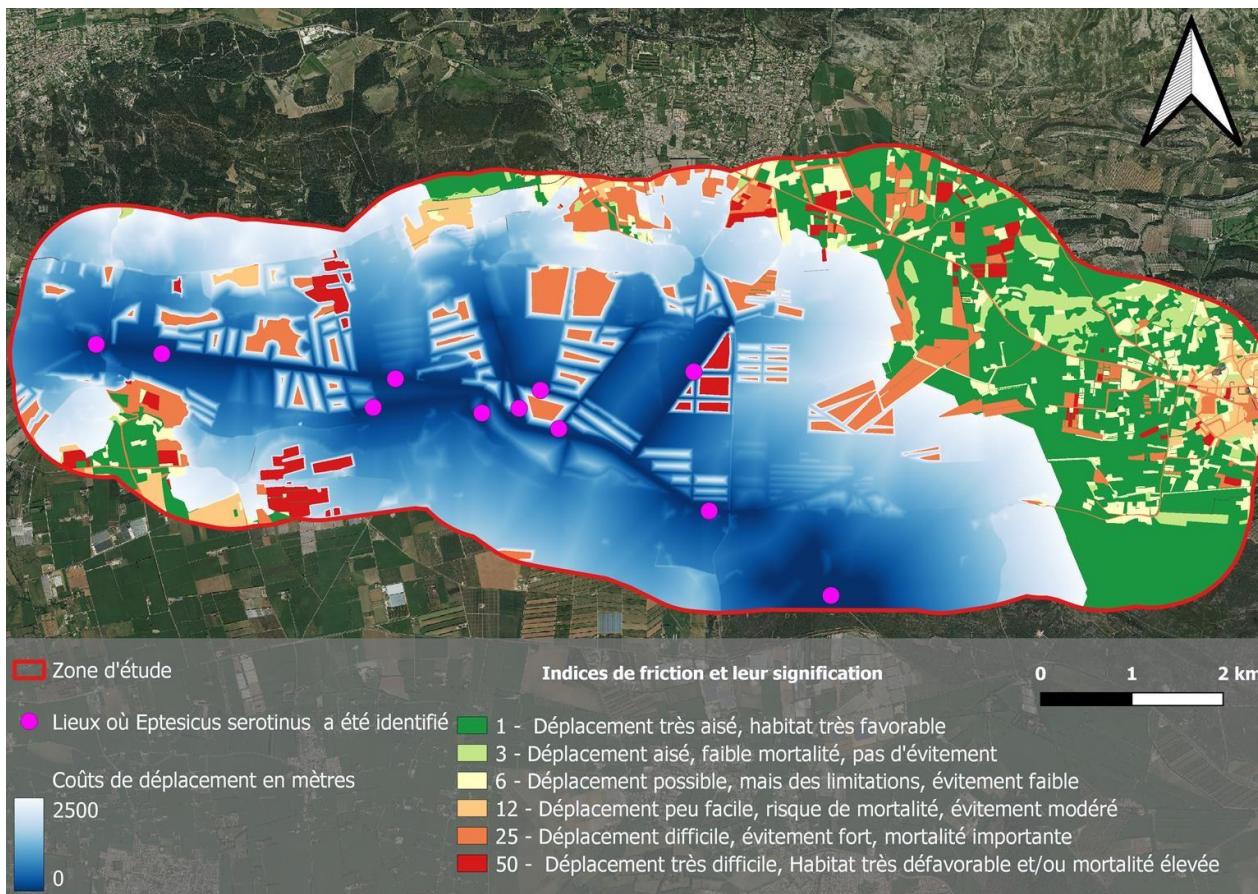
ANNEXE 1.7 : DISPERSION DES MALES DE MYOTIS DAUBENTONII POUR UNE DISTANCE MAXIMALE DE DISPERSION DE 4000M DANS LA VALLEE DES BAUX



ANNEXE 1.8 : DISPERSION DE MYOTIS CAPACCINII POUR UNE DISTANCE MAXIMALE DE DISPERSION DE 1800M DANS LA VALLEE DES BAUX



ANNEXE 1.9 : DISPERSION D'EPTESICUS SEROTINUS POUR UNE DISTANCE MAXIMALE DE DISPERSION DE 2500M DANS LA VALLEE DES BAUX



 ANNEXE 1.10 : CARACTERISATION DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES DECRIVANTLES STATIONS D'ECOUTE OU ONT ETE PLACEES LES BATBOX

Lieux	Largeur_canal	Ouverture_milieu	Hauteur	Densite_Ripisylve
Canal_FAUBRAGUETTE	MOYENNE	MOYENNE	GRANDE	FORTE
ILON_A	MOYENNE	OUVERT	MOYENNE	MOYENNE
Canal_entre_Canal_du_Centre_et_VDB	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE
Canal_de_St-Jean	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE
Canal_des_Pompes	GRANDE	MOYENNE	GRANDE	FORTE
Canal_VDB_pres_de_ETROIT	GRANDE	MOYENNE	GRANDE	FORTE
ILON_D-G	GRANDE	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE
Canal_VDB_entre_Ilon_et_Barbegal	GRANDE	OUVERT	GRANDE	MOYENNE
Mas_Mireille	MOYENNE	MOYENNE	GRANDE	MOYENNE
Barbegal_Figueirolle	GRANDE	MOYENNE	GRANDE	FORTE
Mouries	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE
Chambremont	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE	MOYENNE
Barbegal_EST	GRANDE	OUVERT	MOYENNE	MOYENNE

ANNEXE 1.11 : TABLEAU DE COMPARAISON DES MODELES LINEAIRES, CLASSESELON LEUR AICC, TESTANT L'EFFET DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES SUR L'ACTIVITE DE NYCTALUS NOCTULA

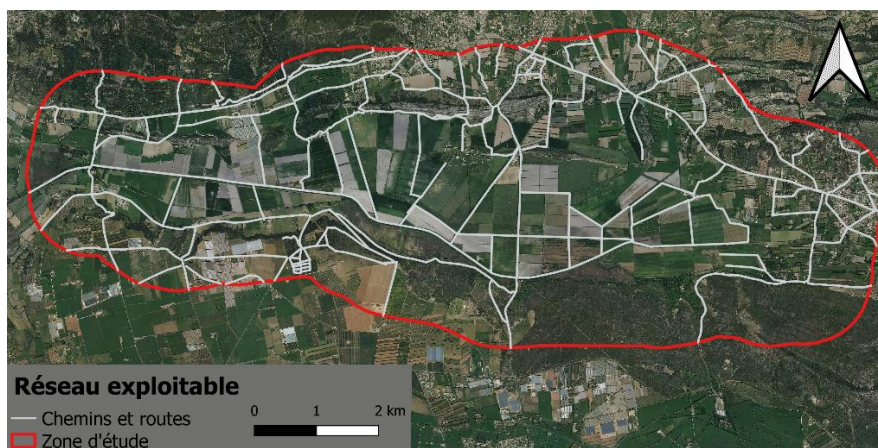
Largeur canal =moyenne	Densité ripisylve =moyenne	Hauteur =moyenne	Ouverture milieu =moyenne	AICc	Delta	Poids
+				28.9	0	0.616
				31.1	2.2	0.205
+	+			33.4	4.49	0.065
+		+		34.7	5.77	0.034
+			+	35.8	6.88	0.02
	+			35.9	6.92	0.019
			+	35.9	6.94	0.019
		+		35.9	7	0.019
+	+		+	42.7	13.77	0.001
	+		+	42.9	13.97	0.001
	+	+		43	14.04	0.001
		+	+	43.1	14.14	0.001
+	+	+		45.3	16.36	0
+		+	+	46.2	17.25	0
	+	+	+	54.7	25.81	0
+	+	+	+	66.7	37.77	0

ANNEXE 1.12 : TABLEAU DE COMPARAISON DES MODELES LINEAIRES, CLASSESELON LEUR AICC, TESTANT L'EFFET DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES SUR L'ACTIVITE DE RHINOLOPHUS FERRUMEQUINUM

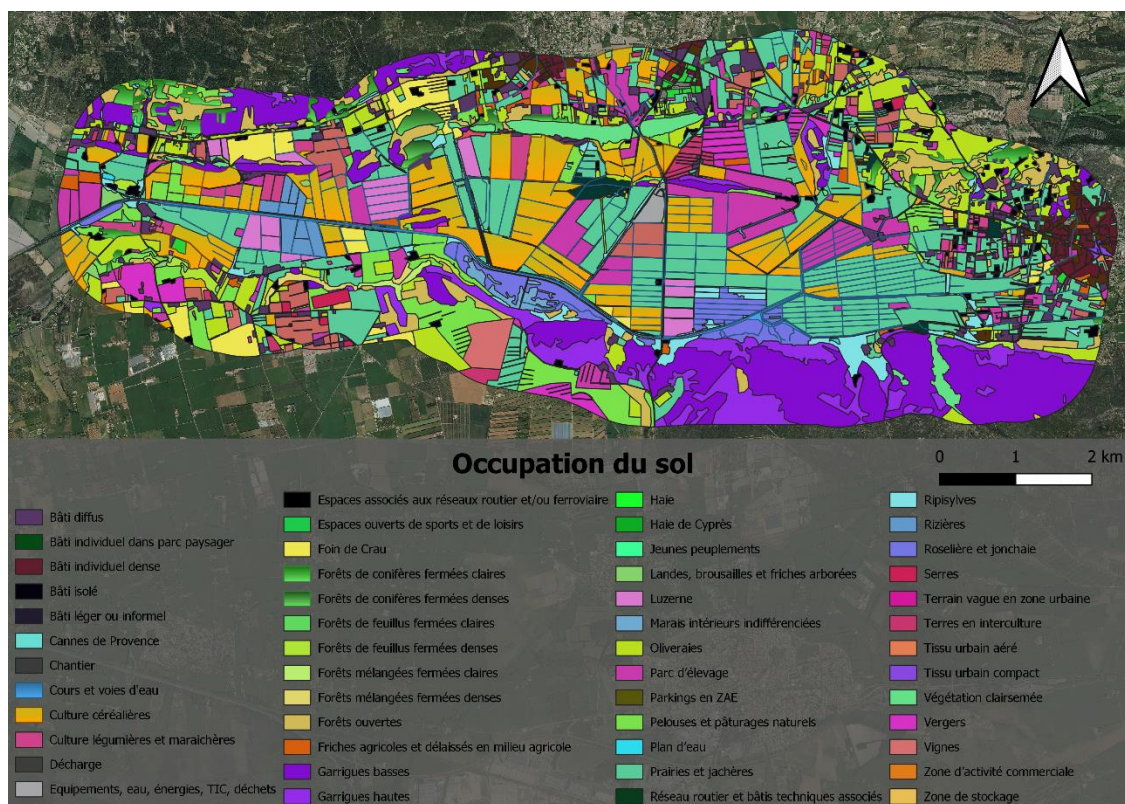
Largeur canal =moyenne	Densité ripisylve =moyenne	Hauteur =moyenne	Ouverture milieu =moyenne	AICc	Delta	Poids
	+			61.8	0	0.375
				63.9	2.09	0.132
		+		64.1	2.28	0.12
+				64.5	2.69	0.098
+	+			65	3.18	0.076
	+	+		66.1	4.24	0.045
	+		+	66.1	4.3	0.044
			+	66.9	5.13	0.029
+		+		67	5.16	0.028
+			+	67.4	5.62	0.023
		+	+	68.2	6.39	0.015
+	+		+	70.5	8.65	0.005
+	+	+		70.5	8.73	0.005
	+	+	+	71.6	9.80	0.003
+		+	+	71.7	9.87	0.003
+	+	+	+	77.9	16	0

ANNEXES DU CHAPITRE 2

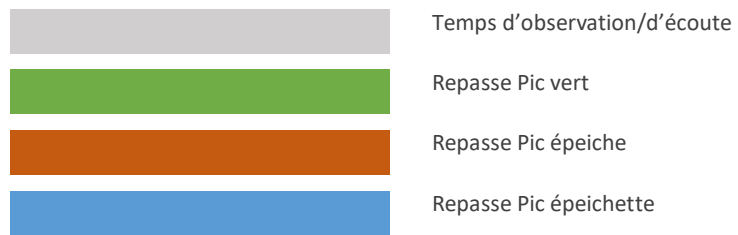
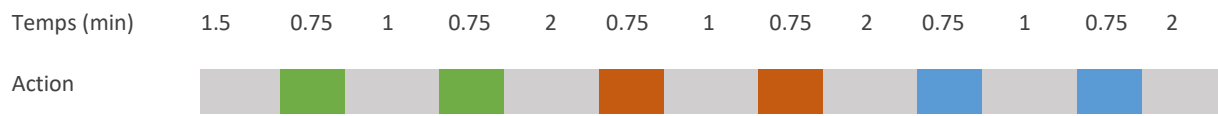
Annexe 2.1 : Géolocalisation du réseau de routes et chemins exploitables pour les transects, réalisé sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93



Annexe 2.2 : Modes d'occupations du sol de la zone, réalisée sous QGIS Desktop v3.26.0, SCR Lambert 93

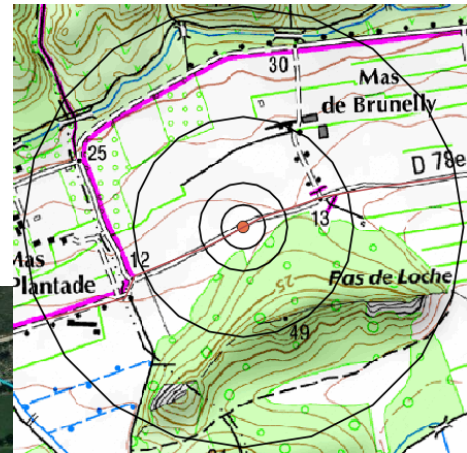


Annexe 2.3 : Protocole de le repasse



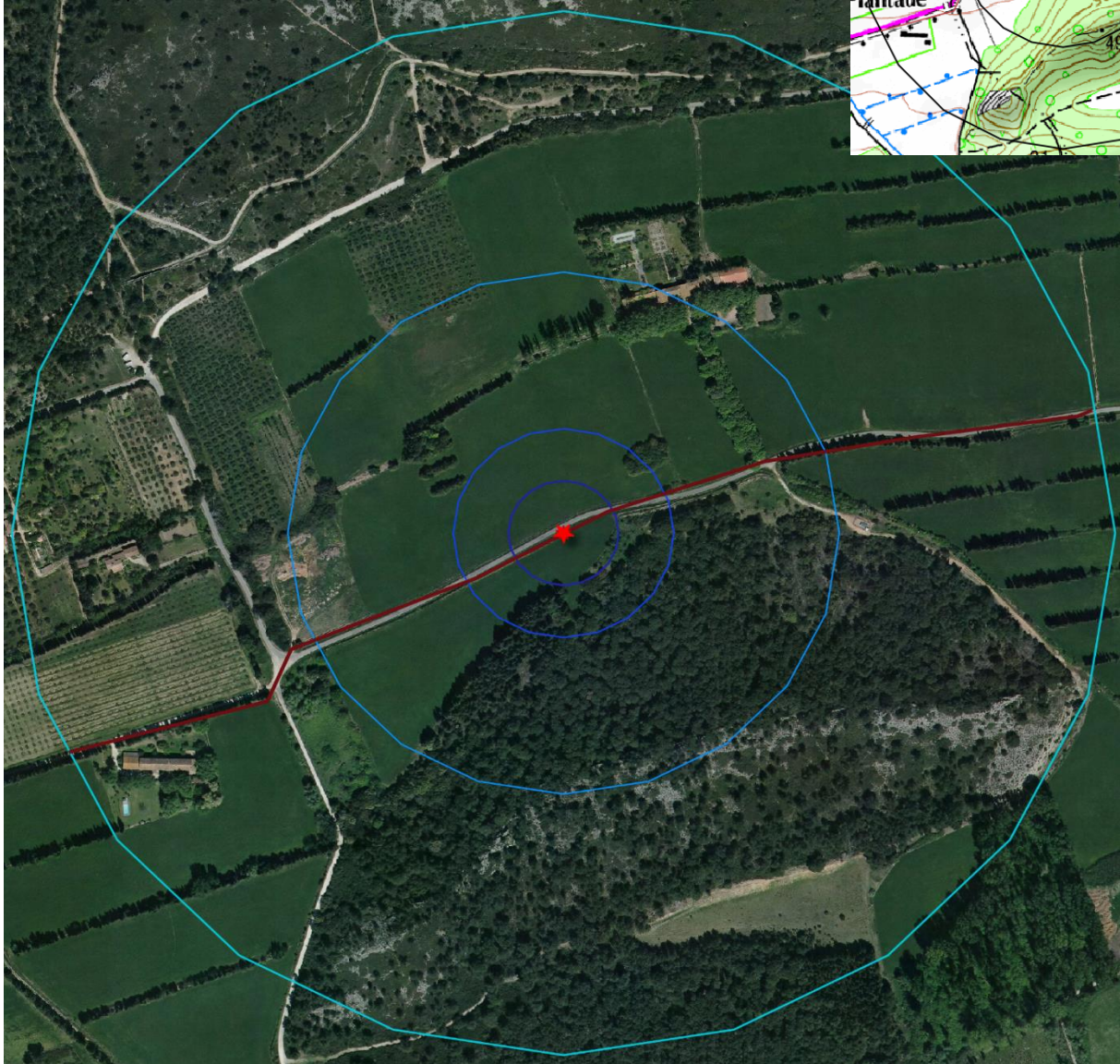
Annexe 2.4 : Fiche relevé de terrain – exemple échantillonnage des pics transect numéro 4

N° Passage :		Date :		Heures début :	
Observateur :				Heures de fin :	
Vent	Pluie	Bruit	Nébulosité	Commentaire :	



Vent : force du vent

Bruit : 0/ pas de bruit, 1/peu de bruit, 2/beaucoup de bruit



	IPA	Transect	Hors transect
Pic vert			
Pic épeiche			
Pic épeichette			

Annexe 2.5 : Fiche relevé de terrain – description des transects

		0 à 250m	250 à 500m	500 à 750m	750 à 1000m
Description de l'environnement à 20m	Hauteur des arbres				
	Présence étendues herbeuses				
	Présence ripisylve				
	Présence cultures agricoles				
	Présence cultures fruitières				
	Présence garrigue				
	Présence zone urbanisée				
	Présence de bosquet/forêt				
	Présence de haie				
	Épaisseur de la haie (m)				
	Présence d'arbre isolé				
	Présence bois mort				
	Présence cavité visible				
	Autre (à préciser)				
Continuité écologique : continu ou non	Boisé				
	Ripisylve				
	Remarques				

Annexe 2.6 : Contributions des variables environnementales provenant de MOS aux axes de l'ACP

Contributions des variables environnementales	Axe 1	Axe 2	Axe 3
Bâti diffus	-0.627	0.223	0.264
Bâti individuel dans un parc paysager	-0.309	-0.451	0.141
Bati individuel lâche	-0.004	0.103	0.056
Bati isole	-0.648	0.238	0.441
Bati léger ou informel	-0.411	-0.403	-0.007
Cannes de Provence	0.436	-0.464	0.221
Chantier	-0.371	-0.008	-0.027
Cours et voies d'eau	0.627	-0.259	0.134
Culture céréalières	0.376	-0.512	0.329
Culture légumières et maraichères	-0.419	0.039	0.463
Equipements eau énergies TIC déchets	0.119	-0.142	-0.141
Espaces associés aux réseaux routiers et ou ferroviaire	-0.306	-0.406	0.105
Foin de Crau	-0.154	0.123	-0.125
Forêts de conifères fermées claires	-0.489	0.312	-0.476
Forêts de conifères fermées denses	-0.136	0.062	0.226
Forêts de feuillus fermées denses	0.170	0.136	-0.054
Forêts de feuillus fermées claires	-0.061	0.152	-0.268
Forêts mélangées fermées claires	-0.029	0.217	-0.214
Forêts mélangées fermées denses	-0.283	-0.035	-0.774
Forêts ouvertes	-0.458	0.465	0.048
Friches agricoles et délaissés en milieu agricole	-0.231	-0.075	0.081
Garrigues basses	0.115	0.656	0.025
Garrigues hautes	0.325	0.708	-0.222
Haie	-0.397	-0.394	-0.047
Haie de Cyprès	-0.149	0.126	-0.093
Jeunes peuplements	-0.425	0.292	-0.446
Landes broussailles et friches arborées	-0.498	-0.343	0.307
Luzerne	0.277	-0.151	0.058
Marais intérieurs indifférenciés	0.245	0.443	-0.147
Oliveraies	-0.337	0.111	-0.018
Parc d'élevage	0.192	-0.398	0.136
Pelouses et pâturages naturels	-0.214	0.231	-0.151
Plan d'eau	0.403	-0.236	-0.367
Prairies et jachères	0.166	-0.485	-0.011
Réseau routier et bâtis techniques associés	-0.677	0.011	0.288
Ripisylves	0.451	0.409	-0.039

Annexes

Rizières	0.227	-0.208	0.097
Roselière et jonchaie	0.338	0.369	-0.120
Serres	-0.273	-0.199	0.731
Terres en interculture	0.013	-0.137	0.014
Tunnels	-0.267	-0.208	0.609
Végétation clairsemée	-0.091	-0.029	0.229
Vergers	-0.072	0.023	0.018
Vignes	-0.114	0.154	-0.216
Zone d'activité économique	0.060	-0.041	0.086
Zone de stockage	-0.569	-0.187	0.633

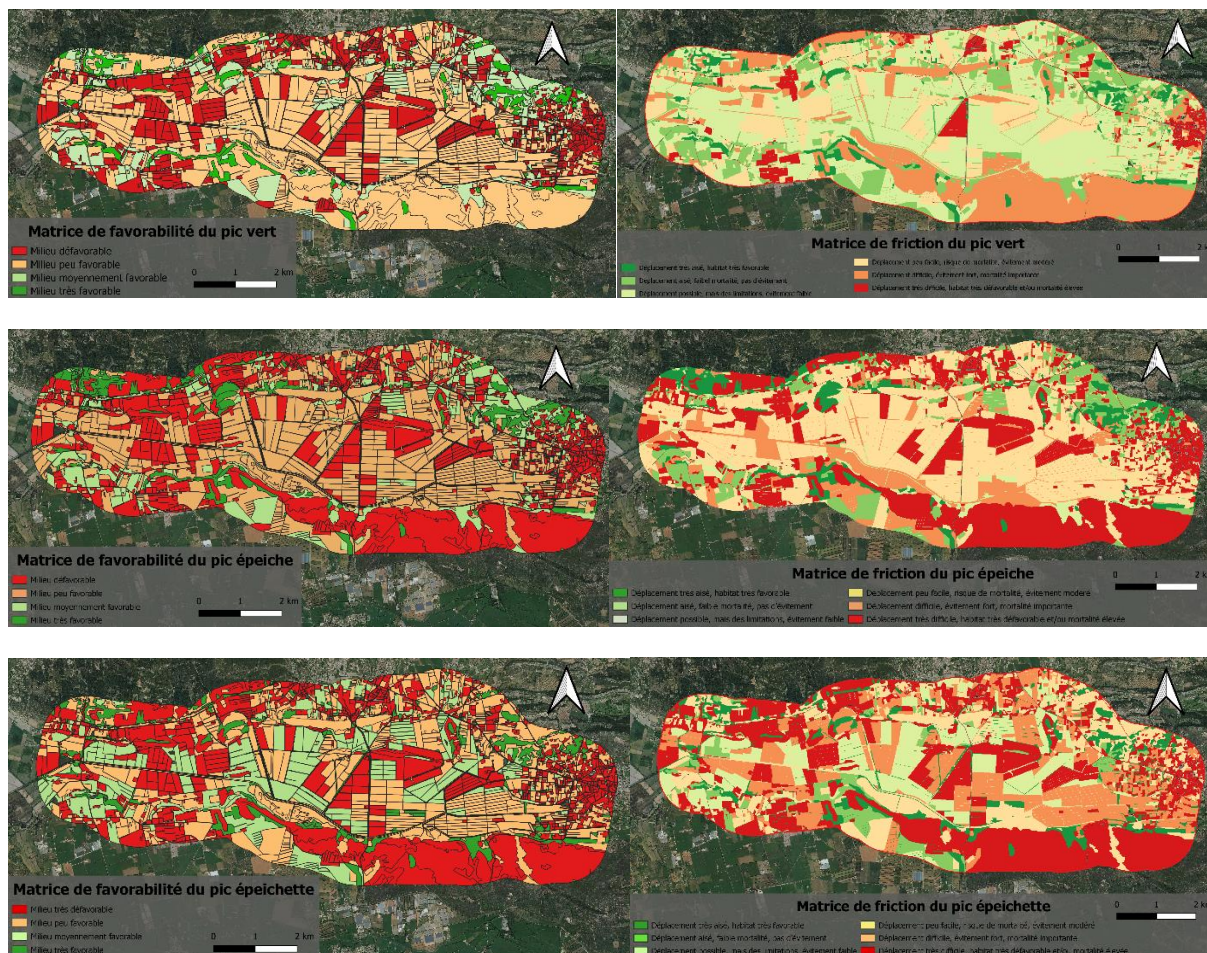
Annexe 2.7 : Indices de favorabilités et coefficients de friction des modes d'occupation du sol

Mode d'occupation du sol	Indice de favorabilité			Coefficients de friction		
	Pic vert	Pic épeiche	Pic épeichette	Pic vert	Pic épeiche	Pic épeichette
Tissu urbain compact	0	0	0	25	25	25
Tissu urbain aéré	0	0	0	25	25	25
Bâti individuel dense	0	0	0	25	25	25
Bâti individuel lâche	0	0	0	25	25	25
Bâti individuel dans parc paysager	2	1	1	6	6	6
Bâti diffus	0	0	0	25	25	25
Bâti isolé	0	0	0	25	25	25
Bâti léger ou informel	0	0	0	25	25	25
Zone d'activité commerciale	0	0	0	25	25	25
Zone d'activité économique	0	0	0	25	25	25
Equipements collectifs accueillant ou non du public	0	0	0	25	25	25
Equipements, eau, énergies, TIC, déchets	0	0	0	25	25	25
Parkings en ZAE	0	0	0	25	25	25
Réseau routier et bâtis techniques associés	0	0	0	25	25	25
Réseau ferroviaire et bâtis techniques associés	0	0	0	25	25	25
Gares routières	0	0	0	25	25	25
Parkings	0	0	0	25	25	25
Espaces associés aux réseaux routier et/ou ferroviaire	0	0	0	25	25	25
Décharge	0	0	0	25	25	25
Chantier	0	0	0	25	25	25
Zone de stockage (air libre, sauvage, isolé,...)	0	0	0	25	25	25
Espace vert urbain	1	2	1	2	2	6
Terrain vague en zone urbaine	0	0	0	12	25	12
Cimetière	0	0	0	6	25	25
Espaces bâtis de sports et de loisirs	0	0	0	25	25	25
Culture légumières et maraichères	0	0	0	12	25	12
Culture céréalières	1	1	2	3	6	3
Terres en interculture	0	0	1	3	12	6
Rizières	0	0	0	6	12	12
Serres	0	0	0	25	25	25
Tunnels	0	0	0	25	25	25
Vignes	2	2	1	2	2	6
Vergers	2	2	2	2	2	3
Oliveraies	2	2	1	2	2	6
Prairies et jachères	1	1	1	3	6	12
Parc d'élevage	0	0	0	6	25	25
Foin de Crau	0	0	0	6	6	25
Luzerne	0	0	0	6	6	25
Friches agricoles et délaissés en milieu agricole	1	1	1	12	12	12
Haie	2	2	3	2	3	1

Annexes

Haie de Cyprès	2	2	2	2	3	3
Forêts de feuillus fermées claires	3	2	3	1	3	1
Forêts de feuillus fermées denses	3	2	3	1	3	1
Forêts de conifères fermées claires	2	3	1	3	1	6
Forêts de conifères fermées denses	2	3	1	3	1	12
Forêts mélangées fermées claires	3	3	2	1	1	2
Forêts mélangées fermées denses	3	3	2	2	1	3
Pelouses et pâturages naturels	1	1	2	3	12	2
Landes, broussailles et friches arborées	2	2	1	2	6	6
Garrigues hautes	1	0	0	12	25	25
Garrigues basses	1	0	0	12	25	25
Forêts ouvertes	3	3	3	1	1	1
Jeunes peuplements	2	2	2	2	3	2
Végétation clairsemée	1	1	1	12	6	6
Marais intérieurs indifférenciés	1	1	1	12	12	6
Roselière et jonchaie	1	1	1	12	12	6
Cannes de Provence	1	1	1	12	12	6
Ripisylves	2	2	3	2	3	1
Cours et voies d'eau	1	1	1	12	12	6
Plan d'eau	1	1	1	12	12	6

Annexe 2.8 : Carte de favorabilité et de friction du pic vert, du pic épeiche et du pic épéichette dans la Vallée des Baux






Annexe 9 : Calculs effectués afin d'obtenir le coût maximal de déplacement des espèces

$$\text{Capacité de dispersion} = \sqrt{\frac{\text{taille du domaine vital}}{\pi}}$$

$$\text{Coût max de déplacement} = \frac{\text{capacité de dispersion}}{\text{résolution de la matrice}} \times \text{coef de friction min}$$

ANNEXES DU CHAPITRE 3

Annexe 3.1 : Fiche de terrain prospection Campagnol amphibie

ENQUETE CAMPAGNOL AMPHIBIE					
FICHE DE PROSPECTION					
A retourner à <i>Timothée Schwartz</i> timothee.schwartz@arocha.org / 0685525631 AVEC LES PHOTOS					
Nom de l'observateur :			Date :		
N° du Carré :	Latitude_S	N	Longitude_S	E	
N° du transect :	Latitude_F	N	Longitude_F	E	
TYPOLOGIE DU TRANSECT					
Canal		Profondeur > 50cm		0-50 cm	
Fossé		< 50cm		50cm-1m	
Marais			Largeur	1-2m	
Autre (préciser)				2-5m	
				>5m	
Rive prospectée (le cas échéant)	Gauche		Droite		
Photo du transect (numéro, date, heure)					
VEGETATION AQUATIQUE (immergée ou émergée)					
			Absente		
			0-25% de la surface		
			25-50% de la surface		
			50-100% de la surface		
VEGETATION DES BERGES DE 0 à 50cm DE L'EAU : végétation dominante dans la strate inférieure (<50cm de haut)					
Végétation herbacée des milieux humides >30cm de haut					
Végétation herbacée non hygrophile >30cm de haut					
Végétation herbacée <30cm de haut, ou éparse, ou sol nu					
Végétation buissonnante					
Autre					
BERGES DE 50cm A 2m DE L'EAU : milieu dominant					
Prairie non humide, ou autre végétation herbacée non hygrophile					
Prairie humide, zone humide diverse					
Végétation ligneuse (buissons, bois)					
Culture (préciser)					
Zone artificialisée (chemin, bâtiment...)					
ENVIRONNEMENT DE 2m A 100m DE L'EAU : milieu dominant					
Prairie à végétation non-hygrophile					
Prairie humide, zone humide					
Grande culture					
Lande buissonnante, bois					
Zone urbanisée					
Autre (préciser)					
Campagnol amphibie		Type de traces		Photos (numéro, heure)	
Présent		Fécès			
Absent		Réfectoire			
		Autre (préciser)			
Traces et indices d'autres espèces (plusieurs réponses possibles)					
Campagnol "agreste"		Ragondin		Autre	
Rat		Loutre		(préciser)	
Photos (numéro, heure)					
Remarques :					

Annexes

Annexe 3.2 : Fiche de terrain prospection Castor d'Eurasie

ENQUETE CASTOR FICHE DE PROSPECTION			
A retourner à <i>Timothée Schwartz</i> timothee.schwartz@arocha.org / 0685525631 AVEC LES PHOTOS			
Nom de l'observateur :	<input type="text"/>	Date :	<input type="text"/>
N° du Carré :	<input type="text"/>		
TYPE DE TRACES POSSIBLES			
<i>Ecorçage / Arbre abattu / Copeaux / Tiges coupées en biseau (45°) / Hutte / Barrage / Place odorante (odeur camphrée) / Empreinte / Autre (précher)</i>			
TRACE 1			
Type de trace	<input type="text"/>	Essence de l'arbre (le cas échéant)	<input type="text"/>
Point GPS	Latitude	N <input type="text"/>	Longitude E <input type="text"/>
Photo (numéro, date, heure)	<input type="text"/>		
Rive du canal (le cas échéant)	Gauche	<input type="text"/>	Droite <input type="text"/>
Distance au canal (préciser en mètres : <1, 1-2, 2-5, >5)	<input type="text"/>		
Milieu autour de la trace	Ripisylve	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Roselière	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation herbacée	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation buissonnante	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Autre (préciser)	<input type="text"/>	
TRACE 2			
Type de trace	<input type="text"/>	Essence de l'arbre (le cas échéant)	<input type="text"/>
Point GPS	Latitude	N <input type="text"/>	Longitude E <input type="text"/>
Photo (numéro, date, heure)	<input type="text"/>		
Rive du canal (le cas échéant)	Gauche	<input type="text"/>	Droite <input type="text"/>
Distance au canal (préciser en mètres : <1, 1-2, 2-5, >5)	<input type="text"/>		
Milieu autour de la trace	Ripisylve	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Roselière	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation herbacée	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation buissonnante	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Autre (préciser)	<input type="text"/>	
TRACE 3			
Type de trace	<input type="text"/>	Essence de l'arbre (le cas échéant)	<input type="text"/>
Point GPS	Latitude	N <input type="text"/>	Longitude E <input type="text"/>
Photo (numéro, date, heure)	<input type="text"/>		
Rive du canal (le cas échéant)	Gauche	<input type="text"/>	Droite <input type="text"/>
Distance au canal (préciser en mètres : <1, 1-2, 2-5, >5)	<input type="text"/>		
Milieu autour de la trace	Ripisylve	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Roselière	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation herbacée	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation buissonnante	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Autre (préciser)	<input type="text"/>	
TRACE 4			
Type de trace	<input type="text"/>	Essence de l'arbre (le cas échéant)	<input type="text"/>
Point GPS	Latitude	N <input type="text"/>	Longitude E <input type="text"/>
Photo (numéro, date, heure)	<input type="text"/>		
Rive du canal (le cas échéant)	Gauche	<input type="text"/>	Droite <input type="text"/>
Distance au canal (préciser en mètres : <1, 1-2, 2-5, >5)	<input type="text"/>		
Milieu autour de la trace	Ripisylve	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Roselière	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation herbacée	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Végétation buissonnante	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Autre (préciser)	<input type="text"/>	
BILAN PRESENCE / ABSENCE DU CASTOR SUR LE CARRE			
Présent	<input type="text"/>	Absent	<input type="text"/>
Remarques :			
Traces et indices d'autres espèces (photos éventuellement) :			

Annexe 3.3 : Matrices de favorabilité et de friction des différents types d'occupation du sol des marais des Baux pour le Castor d'Eurasie

Type d'occupation du sol	Favorabilité	Friction
Tissu urbain compact	0	5
Tissu urbain aéré	0	5
Bâti individuel dense	0	5
Bâti individuel lâche	0	5
Bâti individuel dans parc paysager	0	5
Bâti diffus	0	5
Bâti isolé	0	5
Bâti léger ou informel	0	5
Zone d'activité commerciale	0	5
Zone d'activité économique	0	5
Equipements collectifs accueillant ou non du public	0	5
Equipements, eau, énergies, TIC, déchets	0	5
Parkings en ZAE	0	5
Réseau routier et bâtis techniques associés	0	5
Réseau ferroviaire et bâtis techniques associés	0	5
Gares routières	0	5
Parkings	0	5
Espaces associés aux réseaux routier et/ou ferroviaire	0	5
Décharge	0	5
Chantier	0	5
Zone de stockage (air libre, sauvage, isolé,...)	0	5
Espace vert urbain	0	5
Terrain vague en zone urbaine	0	5
Cimetière	0	5
Espaces bâtis de sports et de loisirs	0	5
Culture légumières et maraichères	0	5
Culture céréalières	1	3
Terres en interculture	1	3
Rizières	0	2
Serres	0	5
Tunnels	0	5
Vignes	0	4
Vergers	0	4
Oliveraies	0	4
Prairies et jachères	1	3
Parc d'élevage	0	3

Foin de Crau	0	3
Luzerne	0	3
Friches agricoles et délaissés en milieu agricole	1	3
Haie	2	2
Haie de Cyprès	1	3
Forêts de feuillus fermées claires	2	2
Forêts de feuillus fermées denses	1	4
Forêts de conifères fermées claires	1	4
Forêts de conifères fermées denses	1	4
Forêts mélangées fermées claires	1	4
Forêts mélangées fermées denses	1	4
Pelouses et pâturages naturels	1	4
Landes, broussailles et friches arborées	1	4
Garrigues hautes	0	5
Garrigues basses	0	5
Forêts ouvertes	2	3
Jeunes peuplements	2	3
Végétation clairsemée	1	4
Marais intérieurs indifférenciés	2	1
Cannes de Provence	1	3
Roselière et jonchaie	2	1
Ripisylves	3	1
Cours et voies d'eau	2	0
Plan d'eau	2	0

Annexe 3.4 : Matrices de favorabilité et de friction des différents types d'occupation du sol des marais des Baux pour le Campagnol amphibie

Type d'occupation du sol	Favorabilité	Friction
Tissu urbain compact	0	5
Tissu urbain aéré	0	5
Bâti individuel dense	0	5
Bâti individuel lâche	0	5
Bâti individuel dans parc paysager	0	5
Bâti diffus	0	5
Bâti isolé	0	5
Bâti léger ou informel	0	5
Zone d'activité commerciale	0	5
Zone d'activité économique	0	5
Equipements collectifs accueillant ou non du public	0	5
Equipements, eau, énergies, TIC, déchets	0	5
Parkings en ZAE	0	5
Réseau routier et bâtis techniques associés	0	5
Réseau ferroviaire et bâtis techniques associés	0	5
Gares routières	0	5
Parkings	0	5
Espaces associés aux réseaux routier et/ou ferroviaire	0	5
Décharge	0	5
Chantier	0	5
Zone de stockage (air libre, sauvage, isolé,...)	0	5
Espace vert urbain	0	5
Terrain vague en zone urbaine	0	5
Cimetière	0	5
Espaces bâtis de sports et de loisirs	0	5
Culture légumières et maraichères	0	5
Culture céréalières	0	5
Terres en interculture	0	5
Rizières	0	5
Serres	0	5
Tunnels	0	5
Vignes	0	5
Vergers	0	5
Oliveraies	0	5
Prairies et jachères	0	5
Parc d'élevage	0	5

Foin de Crau	0	5
Luzerne	0	5
Friches agricoles et délaissés en milieu agricole	1	4
Haie	1	4
Haie de Cyprès	0	5
Forêts de feuillus fermées claires	0	5
Forêts de feuillus fermées denses	0	5
Forêts de conifères fermées claires	0	5
Forêts de conifères fermées denses	0	5
Forêts mélangées fermées claires	0	5
Forêts mélangées fermées denses	0	5
Pelouses et pâturages naturels	1	4
Landes, broussailles et friches arborées	0	5
Garrigues hautes	0	5
Garrigues basses	0	5
Forêts ouvertes	0	5
Jeunes peuplements	0	5
Végétation clairsemée	0	5
Marais intérieurs indifférenciés	2	2
Cannes de Provence	3	0
Roselière et jonchaie	3	0
Ripisylves	2	2
Cours et voies d'eau	2	1
Plan d'eau	1	3

Annexe 3.5 : Signification des codes de favorabilité et de friction utilisés dans les annexes 3 et 4

Signification des codes de favorabilité :

Favorabilité des milieux (en fonction de l'occupation du sol traversée)	
Code à renseigner	Signification
0	Milieu défavorable pour l'espèce (l'espèce n'y accomplit aucun de ses besoins vitaux voire le milieu lui est répulsif)
1	Milieu peu favorable (l'espèce peut y accomplir un de ses besoins journaliers)
2	Milieu moyennement favorable (l'espèce peut y accomplir deux de ses besoins journaliers)
3	Milieu très favorable (l'espèce peut accomplir l'ensemble de son cycle de vie si la superficie est suffisante)

Signification des codes de friction :

Friction des milieux (relative aux déplacements potentiels de l'espèce au sein des milieux)	
Code à renseigner	Signification
0	Déplacement très aisé, habitat très favorable
1	Déplacement aisé, faible mortalité, pas d'évitement
2	Déplacement possible, mais des limitations, évitement faible
3	Déplacement peu facile, risque de mortalité, évitement modéré
4	Déplacement difficile, Evitement fort, mortalité importante
5	Déplacement très difficile, Habitat très défavorable et/ou mortalité élevée

Annexes

Annexe 3.6 : Tableau de données issues des prospections de terrain pour le protocole de recherche du Castor d'Eurasie

N° Carré	Observateurs	X_debut	Y_debut	RIVE_GAUCHE	RIVE_DROITE	dis_moins_1_mètre	dis_1_a_2m	dis_2_a_5m	dis_Plus_5m	Ripisylve	Roseliere	Vegetation herbacee	Vegetation buissonnante	Autre	Date	Ecorcage	Arbre_abattu	Peuplier	Remarques
50	AM_MS_JF	4°48.507'	43°40.898'	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	08.12.21	1	0	NA	
4	CG_JF	4°42.808'	43°41.893'	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	05.01.22	0	1	1	
63	TS_JF_AC	4°49.509'	43°41.317'	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	18.01.22	0	1	1	
56	TS_JF_JB_CG	4°48.696'	43°40.978'	NA	NA	1	0	0	0	1	0	0	0	0	24.01.22	0	1	NA	
56	TS_JF_JB_CG	4°48.971'	43°41.024'	NA	NA	0	1	0	0	1	0	0	0	0	24.01.22	0	1	NA	
51	TS_JF_JB_CG	4°48.488'	43°41.101'	NA	NA	0	1	0	0	0	0	0	1	0	24.01.22	0	1	NA	
51	TS_JF_JB_CG	4°48.500'	43°41.099'	NA	NA	0	1	0	0	1	0	0	0	0	24.01.22	1	1	NA	

Annexe 3.7 : Tableaux de données issues des prospections de terrain pour le protocole de recherche du Campagnol amphibie

Transect	Observateur	X_debut	X_fin	Y_debut	Y_fin	Fecès	Refectoire_	Presence_absence	Date	Type			Profondeur_SUP_50cm	Profondeur_INF_50cm	Largeur_entre_0_et_50cm	Largeur_entre_50cm_et_1m	Largeur_entre_1m_et_2m	Largeur_entre_2m_et_5m	Largeur_SUP_5m	Rive_prospectee	
										CANAL	FOSSE	MARAIS								GAUCHE	DROITE
39.1	MS_JF	4.779237	4.779567	43.691730	43.791989	0	0	0	04.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	NA	NA
39.2	MS_JF	4.780561	4.780592	43.692865	43.693034	1	1	1	04.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
39.3	MS_JF	4.780004	4.779427	43.692668	43.692771	0	0	0	04.11.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	NA	NA
15.1	MS_JF	4.733016	4.732237	43.692035	43.692058	0	0	0	05.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
15.2	MS_JF	4.730898	4.731128	43.692666	43.693127	0	0	0	05.11.21	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
15.3	MS_JF	4.731532	4.721798	43.694255	43.694588	0	0	0	05.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
15.4	MS_JF	4.730026	4.730241	43.790719	43.791150	0	0	0	09.11.21	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	NA	NA
15.5	MS_JF	4.729718	4.729592	43.790534	43.790292	0	0	0	09.11.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
15.6	MS_JF	4.731122	4.730364	43.689762	43.689827	0	0	0	09.11.21	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	NA	NA
15.7	MS_JF	4.7310549	4.7309188	43.6896196	43.6896906	0	0	0	07.01.22	0	0	1	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
27.1	MS_JF	4.748280	4.744843	43.694345	43.694240	0	0	0	17.11.21	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
27.2	MS_JF	4.767355	4.767433	43.700956	43.700610	0	0	0	18.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
27.3	MS_JF_AM_FM	4.756623	4.756116	43.694260	43.694214	0	0	0	22.11.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
35.1	MS_JF	4.763800	4.763795	43.703857	43.704434	0	0	0	18.11.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	NA	NA
35.2	MS_JF	4.76325	4.765232	43.706580	43.706460	0	0	0	18.11.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	NA	NA
21.1	MS_JF	4.748266	4.748110	43.691588	43.691834	0	0	0	16.11.21	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	NA	NA
28.1	MS_JF	4.758372	4.758376	43.699031	43.699211	1	0	0	18.11.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	NA	NA
28.2	JF_AM_FM	4.7491961	4.7491555	43.6950286	43.6952552	0	0	0	15.12.21	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
34.1	MS_JF	4.767355	4.767433	43.700956	43.700610	1	1	1	18.11.21	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	NA	NA

34.2	MS_JF_AM_FM	4.762658	4.762226	43.698989	43.698844	0	0	0	22.11.21	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
34.3	MS_JF_AM_FM	4.7633806	4.7637454	43.6989597	43.6990792	0	0	0	22.11.21	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	NA	NA
34.4	MS_JF_AM_FM	4.762198	4.762658	43.697043	43.698989	0	0	0	22.11.21	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
38.1	MS_JF_AM_FM	4.684107	4.787028	43.684194	43.776525	0	0	0	24.11.21	0	0	1	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
38.2	MS_JF_AM_FM	4.7787674	4.779006	43.683925	43.684314	0	0	0	24.11.21	0	0	1	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
38.3	MS_JF_AM_FM	4.780785	4.780352	43.683774	43.683773	0	0	0	24.11.21	0	0	1	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
40.1	MS_JF	4.777908	4.777996	43.700639	43.701190	0	0	0	09.11.21	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	NA	NA
44.1	MS_JF_AM_FM	4.792693	4.792711	43.681422	43.681435	0	0	0	30.11.21	0	0	1	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
50.1	TS_MS_JF_AM_FM	4.798413	4.798211	43.680728	43.680693	1	0	1	30.11.21	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
50.2	JF_AM_MS	4.8083810	4.8087445	43.6815755	43.6816374	0	0	0	08.12.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
50.3	JF_AM_MS	4.8069142	4.8073789	43.6811742	43.6812518	0	0	0	08.12.21	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
50.4	JB_TS_JF_CG	4.48268	4.48190	43.41027	43.41032	0	0	0	04.02.22	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
46.1	MS_JF_AM_FM	4.7950146	4.7951322	43.6993572	43.6998670	1	0	1	10.12.21	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
46.2	MS_JF_AM_FM	4.796308	4.796609	43.695752	43.695930	0	0	0	10.12.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
22.1	AM_JF_FM	4.7413295	4.7411286	43.6953762	43.6934242	0	0	0	15.12.21	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
22.2	AC_JF_JB_CG	4.748117	4.748072	43.695180	43.695202	1	0	1	12.01.22	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
53.1	AM_JF_FM	4.8062517	4.80611920	43.7118049	43.7121149	0	0	0	15.12.21	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
4.1	CG_JF	4.7081891	4.7082434	43.6977176	43.6980550	0	0	0	05.01.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
4.2	CG_JF	4.70475886	4.7047726	43.6988438	43.6990258	0	0	0	05.01.22	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
74.1	AC_JF	4.849610	4.844987	43.679231	43.6881208	0	0	0	19.01.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
45.1	MS_JF_AM_FM	4.7948359	4.7947732	43.6912310	43.6915714	1	0	1	09.12.21	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
45.2	MS_JF_AM_FM	4.7923759	4.792751	43.6919404	43.692194	0	0	0	09.12.21	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
45.3	MS_JF_AM_FM	4.7878135	4.788164	43.6874478	43.687679	0	0	0	10.12.21	1	0	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	0
63.1	TS_JF_AC	4.49650	4.49583	43.41456	43.41435	1	0	1	18.01.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
63.2	TS_JF_AC	4.49654	4.49587	43.41418	43.41395	0	0	0	18.01.22	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
47.1	TS_JF_AC	4.47657	4.47689	43.42425	43.42376	1	0	1	18.01.22	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
47.2	TS_JF_AC	4.7940436	4.79377224	43.7084866	43.7088031	1	0	1	18.01.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
68.1	JF_AC	4.504212672	4.504039944	43.4053112	43.4052941	1	0	1	19.01.22	1	0	0	0	1	NA	NA	NA	NA	NA	0	1
69.1	TS_JF_AC	4.50553	4.50624	43.41264	43.41252	1	0	1	18.01.22	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0

Annexes

69.2	TS_JF_AC	4.50728	4.50653	43.41218	43.41209	0	0	0	18.01.22	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	
56.1	TS_JF_CG_JB	4.8161262	4.8152424	43.6840140	43.6840688	0	0	0	24.01.22	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	NA	NA
56.2	JF_JB_CG	4.8161859	4.8167213	43.6834961	43.6836680	1	0	0	26.01.22	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
56.3	JF_JB_CG	4.8120288	4.812454	43.6824120	43.682538	0	0	0	26.01.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
57.1	JF_JB_CG_TS	4.48613	4.48687	43.41169	43.41166	0	0	0	24.01.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
57.2	JF_JB_CG	4.8184138	4.8190793	43.6884256	43.6883917	1	0	1	25.01.22	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1
51.1	JF_JB_CG	4.8097104	4.8088729	43.6878871	43.6879254	0	0	0	25.01.22	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	NA	NA
51.2	TS_JF	4.48292	4.48291	43.41275	43.41221	0	0	0	04.02.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
33.1	JF_CG	4.7697981	4.7706430	43.6904904	43.6905552	1	0	1	09.02.22	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
33.2	JF_CG	4.7686032	4.7682625	43.6911069	43.6914694	0	0	0	09.02.22	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
33.3	TS_JF_CG_JB	4.45844	4.45841	43.41501	43.41461	0	0	0	11.02.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	NA	NA
33.4	TS_JF_CG_JB	4.45975	4.45958	43.41509	43.41456	0	0	1	11.02.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
10.1	JF_JB_CG_GG	4.7212572	4.7216005	43.6976679	43.6976393	0	0	1	15.02.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
10.2	JF_JB_CG_GG	4.7199040	4.7206748	43.6976556	43.6975831	0	0	0	15.02.22	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
52.1	JF_JB_CG_GG	4.7989487	4.6997748	43.7012593	43.6998478	0	0	0	15.02.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
64.1	JF_JB_CG_GG	4.8271779	4.8269935	43.6972054	43.6975523	1	0	1	18.02.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
59.1	JF_JB_CG_GG	4.8212067	4.8213089	43.7085216	43.7088288	1	0	1	17.02.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
59.2	JF_JB_CG_GG	4.8196808	4.8196979	43.7094148	43.7098896	1	0	1	17.02.22	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1
80.1	JF_JB_CG_GG	4.8710341	4.8715068	43.6816701	43.6815110	0	0	0	25.02.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
75.1	CG_JB_JF	4.85955897	4.8593849	43.6890467	43.6886525	0	0	0	25.02.22	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1
16.1	CG_JB_JF	4.7282017	4.7283157	43.6970963	43.6975445	1	0	1	01.03.22	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1
16.2	CG_JB_JF	4.7325446	4.7327605	43.6969017	43.6976917	0	0	0	01.03.22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
16.3	CG_JB_JF	4.7280200	4.7273200	43.6970316	43.6970782	0	0	0	01.03.22	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0

Transect	Vegetation_aquatique_(immergee_ou_emergee)_en_pourcentage_de_recouvrement_de_la_surface				Vegetation_des_berges_de_0_a_50cm_de_l_eau_(vegetation_dominante_dans_la_strate_inferieure)					Berges_de_50cm_a_2m_de_l_eau				
	Vegetation_aquatique_absente	Vegetation_aquatique_0-25_pourcent_de_la_surface	Vegetation_aquatique_25-50_pourcent	Vegetation_aquatique_50-100_pourcent	0_a_50cm_Vegetation_herbacee_hygrophile_SUP_30cm_de_haut	0_a_50cm_Vegetation_herbacee_non_hygrophile_SUP_30cm_de_haut	0_a_50cm_Vegetation_herbacee_hygrophile_INF_30cm_de_haut/_eparse/sol_nu	0_a_50cm_Vegetation_buissonnante	0_a_50cm_Autre	50cm_a_2m_Prairie_non_humide_ou_autre_vegetation_herbacee_non_hygrophile	50cm_a_2m_Prairie_humide_zone_humide	50cm_a_2m_Vegetation_ligneuse	50cm_a_2m_Culture	50cm_a_2m_Zone_artificialisee_(chemin/bati)
39.1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
39.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
39.3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
15.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
15.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
15.3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
15.4	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
15.5	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
15.6	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
15.7	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
27.1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
27.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
27.3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
35.1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
35.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
21.1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
28.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
28.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
34.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Annexes

34.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
34.3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
34.4	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
38.1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
38.2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
38.3	NA	NA	NA	NA	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
40.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
44.1	NA	NA	NA	NA	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
50.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
50.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
50.3	NA	NA	NA	NA	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
50.4	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
46.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
46.2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
22.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
22.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
53.1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
4.1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
4.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
74.1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
45.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
45.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
45.3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
63.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
63.2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
47.1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
47.2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
68.1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
69.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0

69.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
56.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
56.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
56.3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
57.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
57.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
51.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
51.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
33.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
33.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
33.3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
33.4	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
10.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
10.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
52.1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
64.1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
59.1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
59.2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
80.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
75.1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
16.1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
16.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
16.3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Annexes

Transect	Environnement_de_2m_a_100m_de_l_eau						REMARQUES
	2m_a_100m_Prairie_a_vegetation_non_hygrophile	2m_a_100m_Prairie_humide_zone_humide	2m_a_100m_Grande_culture	2m_a_100m_Lande_buissonnante_bois	2m_a_100m_Zone_urbanisee	2m_a_100m_Autre	
39.1	0	0	1	0	0	0	
39.2	0	0	1	0	0	0	
39.3	0	0	1	0	0	0	
15.1	1	0	0	0	0	0	Zone défavorable à cause des fertilisants
15.2	1	0	0	0	0	0	
15.3	1	0	0	0	0	0	
15.4	0	0	0	1	0	0	Zone défavorable
15.5	0	0	0	1	0	0	
15.6	1	0	0	0	0	0	
15.7	1	0	0	0	0	0	
27.1	1	0	0	0	0	0	Zone défavorable
27.2	0	0	0	0	0	1	autre = fossé vide (peuplier)//gros canal pas favorable pour campagnol ?
27.3	0	0	0	0	0	1	autre = fossé à sec
35.1	0	0	0	1	0	0	autre = Ripisylve recouverte de feuilles fossé à sec
35.2	0	0	0	0	0	1	autre = coline rocheuse et forêt sèche méditerranéenne// crotte à vérifier pour l'espèce(pas sur que ça soit un campagnol
21.1	1	0	0	0	0	0	beaucoup de ronces sur les berges
28.1	1	0	0	0	0	0	crottes désagrégées mais petites

28.2	0	0	1	0	0	0	
34.1	0	0	0	0	0	1	autre= autre petit canal
34.2	0	0	1	0	0	0	plusieurs petits terriers
34.3	0	0	1	0	0	0	autre=Ripisylve // présence de trous: écrevisse?rongeurs?
34.4	1	0	0	0	0	0	Herbe coupée sol éparse donc pas favorable pour le Campagnol amphibie
38.1	0	0	0	0	0	1	autre= chêne vert+forêt méditerranéenne //Niveau d'eau trop haut à cette période ?
38.2	0	1	0	0	0	0	Crottes d'amphibie trouvées sur cetranssect en janvier et TS aurait vu un individu vivant dans l'eau
38.3	0	0	0	1	0	0	Niveau d'eau trop haut à cette période?
40.1	0	0	1	0	0	0	Non favorable
44.1	0	0	0	1	0	0	Vu rat mort dans le marais, crâne=4cm// Niveau d'eau trop haut impossible de trouver des crottes au sol
50.1	0	1	0	0	0	0	Piège photo installé le 30.11.21
50.2	0	0	0	0	0	1	autre=canal// En face du transect
50.3	0	1	0	0	0	0	Gros canal
50.4	1	0	0	0	0	0	Pourrait être favorable mais pas d'eau sur le transect, berges très sèches
46.1	0	0	1	0	0	0	
46.2	0	0	0	0	1	0	autre=Ripisylve/:Assez défavorable eau très sale et probablement polluée par la déchetterie
22.1	0	0	1	0	0	0	Zone défavorable, beaucoup de cannes de provence sur une partie du transect
22.2	1	0	0	0	0	0	os de campagnol agreste trouvés
53.1	0	0	0	0	1	0	Pas favorable
4.1	0	0	1	0	0	0	Beaucoup de tunnels et trous
4.2	1	0	0	0	0	0	
74.1	0	0	0	1	0	0	Plantes herbacées et sol nu donc pas très favorables même autour des mares
45.1	1	0	0	0	0	0	
45.2	0	1	0	0	0	0	Zone défavorable
45.3	1	0	0	0	0	0	Zone peu favorable, berges assez pentues et cannes de provence
63.1	1	0	0	0	0	0	Crottiers frais à plusieurs endroits sur la rive d'en face
63.2	1	0	0	0	0	0	Pas très favorable
47.1	0	0	0	0	0	1	autre= parc à chevaux
47.2	1	0	0	0	0	0	

Annexes

68.1	1	0	0	0	0	0	
69.1	1	0	0	0	0	0	
69.2	1	0	0	0	0	0	Beaucoup d'empreintes(rats?) et de trous(écrevisses)
56.1	0	1	0	0	0	0	
56.2	0	1	0	0	0	0	
56.3	0	1	0	0	0	0	
57.1	1	0	0	0	0	0	
57.2	1	0	0	0	0	0	
51.1	0	0	1	0	0	0	
51.2	1	0	0	0	0	0	crottes indéterminées
33.1	1	0	0	0	0	0	
33.2	1	0	0	0	0	0	Pas très favorable berge avec pente très raide//grand canal
33.3	0	1	0	0	0	0	
33.4	0	1	0	0	0	0	Crottes indéterminées
10.1	0	1	0	0	0	0	Crottes indéterminées
10.2	1	0	0	0	0	0	Crotte indéterminée
52.1	0	0	1	0	0	0	Empreintes et crottes sur rive 1 inaccessible à cause des ronces. Roubine très sale beaucoup de déchets
64.1	1	0	0	0	0	0	
59.1	0	0	0	0	1	0	
59.2	1	0	0	0	0	0	
80.1	1	0	0	0	0	0	Favorable//après fortes pluies donc peut être que traces et crottes emportées
75.1	1	0	0	0	1	0	Très sale et proche de la route//Défavorable
16.1	0	0	1	0	0	0	Beaucoup de trous + des empreintes
16.2	0	0	1	0	0	0	
16.3	0	0	1	0	0	0	Crottes indéterminées