



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Suivis des tendances de population de Lézards ocellés (*Timon lepidus*) dans la steppe de Crau : estimation de la probabilité de détection par radio-télémétrie.



Oriane CHABANIER

Co-encadrement

Laurent TATIN (CEN PACA / RNN de Crau) & Aurélien BESNARD (EPHE-CEFE / CNRS)

Remerciements

Tout d'abord, je remercie le CEN PACA, et son directeur Jean Boutin, ainsi que le conservateur Axel Wolf, de m'avoir accueillie pour ce stage.

Je tiens ensuite à adresser un énorme MERCI à mes deux maîtres de stages, Laurent Tatin, chargé de mission au CEN PACA, et Aurélien Besnard, chercheur en biostatistique au CEFECNRS de Montpellier.

Ils ont été très présents et impliqués dans le suivi de la réalisation de cette étude en me faisant part de leurs avis et réflexions sur le sujet, en me soutenant et en m'apportant une aide précieuse pour l'étude terrain, l'analyse statistique des données, l'élaboration de ce présent travail et la préparation à l'oral.

Grâce à eux, en plus de toutes les connaissances acquises sur les méthodes d'estimation de densité et les suivis de populations, j'ai aussi compris la nécessité d'établir des liens entre le monde de la gestion et celui de la recherche, et l'importance du travail en équipe.

Je tiens aussi à remercier tout particulièrement Julien Renet, herpétologue du CEN PACA, qui a confectionné les pièges 'tubes', et qui a activement participé aux sessions de captures. Il a aussi porté un grand intérêt au déroulement de cette étude et aux résultats obtenus. Je remercie surtout tout le savoir faire et les nombreuses connaissances qu'il m'a apporté. Il m'a ainsi fait partager sa passion, et mon goût pour les suivis herpétologiques s'est d'autant plus renforcé.

D'autres personnes ont aussi participé aux sessions de captures, comme Nicolas Vincent Martin, technicien avifaune de la RNCC, et Bénédicte Meffre, chargée d'études au CEN PACA, que je remercie de tout cœur. Je remercie énormément Etienne Becker, garde technicien de la RNCC, pour la réalisation des transects, en collaboration avec Laurent Tatin, sans qui cette étude n'aurait pas été possible.

Je remercie toute l'équipe du CEN PACA de m'avoir accueillie chaleureusement dans cette structure, et de m'avoir intégrée au bon fonctionnement de l'équipe.

Je remercie également le Parc Ornithologique du Pont de Gau, qui nous a permis de tester en captivité le meilleur système de harnais pour le radiotracking.

Enfin je remercie toutes les autres personnes que je n'ai pas citées, que j'ai pu côtoyer, de près ou de loin, lors de cette étude.

Photo de couverture
Julien Renet (CEN PACA)

Sommaire

I) Introduction	3
II) Matériel et Méthode	6
2.1) Le lézard ocellé	6
2.2) La plaine de Crau	7
2.3) Collecte de données en Distance Sampling	9
2.3.1) Choix de la méthode	9
2.3.2) Prospections	9
2.3.3) Mesures des distances	10
2.4) Collecte de données en Radiotracking	10
2.4.1) Matériel radio utilisé	10
2.4.2) Tests des émetteurs	11
2.4.3) Système de maintien de l'émetteur.	11
2.4.4) Capture des individus à équiper	12
2.4.5) Variables mesurées	13
2.5) Analyse statistique des données	14
2.5.1) Radiotracking	14
2.5.2) Distance samling	15
III) Résultats	15
3.1) Tests des émetteurs	15
3.2) Captures et suivis	16
3.3) Probabilité de détection	17
3.4) Estimation de la densité	19
3.5) Distance de fuite	20
IV) Discussion et Conclusion	20
4.1) Captures, système de harnais et suivis	20
4.2) Probabilité de détection et estimation de la densité	21
4.3) Implication pour la conservation	24
Bibliographie	25
Liste des Annexes	28
Illustrations	35

I) Introduction

Depuis la fin du XVIII^{ème} siècle, l'impact de l'homme sur les systèmes biologiques et écologiques ne cesse d'augmenter et a pour conséquences un déclin massif des espèces (Primack, 2000).

Selon l'IUCN¹, 20% des vertébrés sont menacés d'extinction, ce qui représente une espèce sur cinq chez les mammifères, une espèce sur huit chez les oiseaux, une espèce sur trois chez les amphibiens et une espèce sur quatre chez les reptiles (IUCN, 2009). Toutes ces espèces sont soumises à plusieurs types de menaces, notamment celles engendrée par le changement climatique (Ehrlich & Kremen, 2000). Les reptiles, de part leur écologie thermique particulière, pourraient être les plus touchés par cette cause en raison d'une difficulté à s'acclimater à des températures plus élevées (Barrows, 2011 ; Lourdais, 2010). Les reptiles devront, à terme, s'adapter aux nouvelles conditions climatiques, soit en colonisant des altitudes plus élevées, soit en se déplaçant vers les limites septentrionales de leurs distributions (Laurence & al., 2011 ; Araujo & al., 2006).

En Europe, un des reptiles les plus emblématiques est le Lézard ocellé (*Timon lepidus*). Cette espèce, caractéristique des milieux ouverts, à climats méditerranéens, est classée dans la Liste Rouges Européenne des espèces menacées comme « vulnérable » (VU A4ac²). Elle fait aussi partie des sept espèces de reptiles menacées d'extinction en France, sur les 37 répertoriées (Cox & Temple, 2009). Il est donc crucial de connaître les tendances des populations de lézards ocellés en France. Un Plan National d'Action est d'ailleurs en cours de rédaction et devrait être validé d'ici fin 2011 (PNA Lézard ocellé 2011-2015).

Une des populations de Lézards ocellés parmi les plus importantes en France est celle de la plaine de Crau, située dans les Bouches-du-Rhône (Cheylan & Grillet, 2004). Cependant, les naturalistes régionaux s'accordent à dire, malgré le manque d'étude quantitative sur le long terme, qu'une chute brutale des effectifs a été notée depuis les quinze dernières années, probablement en raison de la dégradation de ses habitats et d'une pression humaine trop importante. Lombardini & Olivier, (2000) affirment aussi que cette espèce est très menacée à moyen terme en Crau. En 2001, 68% de l'habitat naturel de la plaine de Crau a été classé en réserve naturelle nationale : la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau (RNCC).

Comme pour toute autre espèce menacée, l'estimation de l'abondance des populations est donc une étape initiale fondamentale pour la conservation des espèces, et permet de mettre en évidence des baisses ou déclin de populations, et les causes qui y sont liées (Clutton-Brock & Sheldon, 2010). Les objectifs de conservation sont ainsi souvent posés en termes de taille de populations et c'est également le paramètre utilisé pour analyser la réponse à une action de gestion (Yoccoz & al., 2001). Cependant, l'estimation de densité doit être représentative de la dynamique de l'espèce en question, et doit donc être mise en place sur le long terme. Ainsi, il s'avère nécessaire de choisir une méthode d'estimation non-biaisée, précise, adaptée à l'espèce à étudier et acceptable en termes d'effort humain qui doit y être alloué (Nichols & Williams, 2006).

De nombreuses méthodes d'estimation de la taille des populations existent, mais deux grandes familles se distinguent cependant : les méthodes probabilistes et les non-probabilistes.

¹ IUCN : International Union for Conservation of Nature (www.iucn.org)

² A4ac : Espèce classée vulnérable en France pour critère de la taille de la population (critère A) : Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, sur une période devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles (4), basée sur une observation directe (a) et une réduction de l'aire d'occupation (c).

Les méthodes non-probabilistes sont des méthodes de comptages qui ne tiennent pas compte de la variabilité liée à l'échantillon choisi (sensé être représentatif de la population entière), ni de celle relative à la détection des animaux (il est très rare de détecter tous les animaux présents ou d'avoir la même chance de les observer d'un jour sur l'autre). Il s'agit de comptage totaux, d'indices kilométrique ou ponctuel d'abondance par exemple (Sutherland, 2006).

Avec les méthodes probabilistes, les données récoltées permettent de cerner les sources de variation de l'estimation. Cette variabilité peut être induite par de nombreux paramètres tels que le comportement des animaux, l'effet de l'observateur ou les conditions météorologiques (Sutherland, 2006). Ces méthodes admettent que tous les individus ne peuvent pas être détectés et qu'il est alors nécessaire d'inclure cette incertitude dans l'analyse des données. Certaines d'entre elles permettent ainsi d'estimer la probabilité de détecter un individu présent sur le site d'étude à un temps t . Un autre paramètre à prendre en compte est la proportion du site qui est échantillonnée. En effet, très souvent la totalité du site ne peut pas être visitée et seulement une partie fait sujet de l'étude, il faudra donc extrapoler les résultats obtenus sur une petite surface à l'ensemble de la zone d'étude et ceci nécessite quelques précautions.

Ces deux notions, probabilité de détection et échantillonnage, sont les clés de voûte des méthodes probabilistes. Selon Mc Callum (2005), cela peut se résumer par deux équations :

- L'estimation de la taille de la population (N) dépend de la proportion de l'aire d'étude réellement suivie (α) et de la probabilité de détecter un individu (β), soit $N=C/\alpha\beta$ avec C = nombre d'animaux détectés.
- La probabilité de détecter un individu (β) dépend de la probabilité qu'a l'observateur de détecter un individu visible ou *déteçtabilité* (Pds ou $g(0)$ selon les auteurs), liée principalement à l'aptitude de l'observateur à détecter les animaux présents, et de la probabilité qu'un animal présent sur l'aire d'étude soit détectable pour l'observateur ou *disponibilité* (Ps ou $G(0)$), liée principalement au comportement des animaux, soit $\beta=Pds.Ps$.

Plusieurs méthodes probabilistes existent et ont été testées sur des reptiles, notamment sur des lacertidae, dont les *Captures-Marquages-Recaptures* (Chaloupka & Limpus, 2001), le *Distance Sampling* (Kacolis & al., 2009 ; Venugopal, 2010) et l'*Occupancy* (Doré & al., 2010).

Avec la méthode de *Capture-Marquage-Recapture* (CMR), des individus d'une population sont capturés puis marqués de façon individuelle et relâchés dans la population (Chao, 1989 ; Nichols, 1992). Les données recueillies fournissent des histoires de captures pour tous les animaux capturés au moins une fois. Les CMR sont réputées pour fournir des estimations des plus précises mais elles sont aussi coûteuses en moyens humains et souvent, ne peuvent s'appliquer qu'à des échelles spatiales limitées. De plus, elles imposent de manipuler les individus ce qui n'est pas toujours possible.

Le *Distance Sampling* postule que la probabilité de détecter un animal décroît avec la distance à l'observateur. Intuitivement, il est évident que plus les animaux sont loin, moins il est facile de les voir. Ainsi, à partir des mesures de distances perpendiculaires, il est possible de modéliser la fonction reliant *détection* et *distance*, et ainsi d'estimer la proportion des individus non détectés lors de passages sur des transects par exemple (Buckland & al., 2001, Thomas & al., 2010). La méthode de *Distance Sampling* est considérée comme une technique très simple, économique et relativement précise mais nécessite de vérifier que tous les individus sont détectables au moment des passages sur le terrain (Marques, 2009). Le non-

respect de cette hypothèse tend à biaiser l'estimation, et ainsi à la sous-évaluée (Smolensky & Fitzgerald, 2010).

Avec la méthode d'*Occupancy*, ou « Présence-Absence », l'estimation de la densité est réalisée à partir de visites répétées sur des unités d'échantillonnage, sur un site d'étude donné. Ces données forment des histoires de détection, de façon similaire à la méthode de CMR, mais à l'échelle d'un site et non à l'échelle de l'individu. (Royle & Nichols, 2003 ; MacKenzie & al., 2003). Cette méthode n'impose pas de marquage individuel ni de mesures des distances d'observation. Cependant, elle n'est acceptable que sur une surface étudiée restreinte, étant donnée l'effort de suivi des répétitions successives par quadrats. D'autre part, elle est relativement récente, et très peu de bibliographie existe quand au choix de la taille du quadrats et au nombre de visites à mettre en place.

La méthode retenue pour l'estimation de la densité de la population de Lézard ocellé dans la plaine de Crau est le *Distance Sampling*, car 40% des lézards ocellés sont détectés par observation à distance (Renet & Tatin com. pers.). Contrairement au postulat de base en *Distance sampling*, les lézards ocellés, comme pour tous les reptiles, ne sont pas tous en activité au moment des passages, ce qui empêche leur détection. Par conséquent, les estimations fournies par cette méthode sont celles des densités d'animaux disponibles pour l'observation c'est-à-dire en activité et non celles de densités totales d'animaux sur le site. Afin d'obtenir des estimations fiables, il est nécessaire d'étudier la disponibilité de l'espèce pour la détection et donc de collecter des données sur le rythme d'activité, et sa variation. L'objectif majeur de cette étude est donc d'estimer la proportion des individus disponibles, au moment des passages, et ainsi obtenir une estimation de la densité la plus précise possible et non-biaisée.

Afin d'estimer la probabilité de détecter un individu présent, la méthode de Radiotracking a été retenue. Cette méthode permet d'obtenir toutes les informations nécessaires sur le rythme de vie des individus sans les déranger (Samuel & Fuller, 1996). Cette étude s'attachera ainsi à répondre plus spécifiquement aux questions suivantes :

- Existe-t-il une variation saisonnière ou météorologique dans la disponibilité des individus qui pourrait affecter les estimations du *Distance sampling* ?
- Quelle est la disponibilité des individus (probabilité de détection réelle), à inclure dans le modèle de *Distance Sampling* ?
- Quelle est la densité de population adulte du lézard ocellé dans la plaine de Crau ?
- Le marquage des individus, par radiotracking, influence-t-il leur comportement ?
- Cette méthode de *Distance Sampling* corrigée permettra-elle de mettre en évidence les tendances de population de lézard ocellé à long terme dans la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau ?

Etant donné l'effort de présence sur le terrain nécessaire pour réaliser à la fois le suivi radiotracking et les transects nécessaires à l'estimation de la densité, l'étude a été réalisée avec l'équipe de la RNCC. Mon travail a consisté en :

- la mise en place de tous les protocoles de terrain,
- la collecte de données en radiotracking (participation aux captures et réalisation de tous les suivis des individus équipés),
- une participation à la collecte de données en *Distance Sampling*,
- et l'analyse et l'interprétation des données issues du radiotracking et celles issues du *Distance sampling*, pour l'estimation de la densité de population.

L'équipe de la RNCC a participé aux captures et a réalisé les transects nécessaires à l'estimation de la densité.

II) Matériel et Méthodes

2.1) Le Lézard ocellé

Systématique

Timon lepidus (Daudin 1802)

Classe des Reptiles

Ordre des Sauriens

Famille des Lacertidae



Photo 1 : Lézard ocellé (Laurent Tatin)

Description morphologique

Les auteurs s'accordent à dire que le Lézard ocellé est le plus gros lézard d'Europe, pouvant atteindre, 21cm chez la femelle et 24 cm chez le mâle (de longueur du museau au cloaque ou LMC), avec des longueurs totales respectives de 59 et 75 cm (Mateo, 2004). En Crau, les individus semblent plus petits (données inédites relevées pendant l'étude de 2011, sur un échantillon de 40 individus), la LMC moyenne des adultes est de 16,7 cm +/- 1,2 cm, avec un poids moyen de 150g +/-39,5g. Le dimorphisme est très accentué chez les adultes : les mâles présentent une tête large et massive, la queue est renflée à sa base et les pores fémoraux sont très développés. Les femelles sont plus fines, la coloration en général est moins vive et elles présentent moins de tâches bleues sur les flancs (Cheylan & Grillet, 2004).

Répartition géographique

L'aire de distribution du Lézard ocellé (*Timon lepidus*) est restreinte au sud ouest de l'Europe (Fig.1). Il se répartit sur la quasi-totalité de la Péninsule ibérique, et est présent dans certaines régions littorales du sud et de l'ouest de la France, jusqu'à l'extrême nord ouest de l'Italie (Cheylan & Grillet, 2004, 2005 ; Salvidio & al., 2004).



Figure 1 : Répartition européenne du Lézard ocellé (Cheylan M. & Grillet P., 2004).

Habitats

De façon générale, le Lézard ocellé est inféodé aux milieux à climats dits méditerranéens, mais la plupart des écosystèmes secs lui conviennent, en dehors des forêts denses et des zones de cultures totalement dépourvues d'abris (Matéo, 2004 ; Cheylan & Grillet, 2004).

D'après Grillet & al. (2010), la disponibilité de gîtes et micro-habitats (rochers, tas de pierres, ruines ou murets, buissons et terriers de petits mammifères, comme les lapins de garenne) est d'une grande importance pour la présence et le maintien d'une population de Lézard ocellé.

Rythme d'activité

La température est un facteur qui influence largement la physiologie et l'écologie des ectothermes, comme les reptiles, souvent confrontés à de fortes fluctuations de température journalières et saisonnières (Lourdais, 2010). L'individu va voir ses performances augmenter avec l'augmentation de la température, se stabiliser autour d'une valeur maximum et s'effondrer lorsque les températures deviennent trop élevées.

La période d'activité est de huit à neuf mois, s'étalant de la première quinzaine de mars jusqu'à la mi-novembre, avec une intensité maximum en mai et en juin. Cette période

peut cependant varier selon les sites, la température et les conditions météorologiques (Mateo, 2004).

Statut de conservation

Le lézard ocellé est inscrit dans l'Annexe II de la Convention de Berne du 19 septembre 1979. Il est aussi considéré comme quasi menacée (NT) dans la Liste Rouge Européenne des reptiles, et comme vulnérable (VU) par l'UICN sur la Liste Rouge national (Cox & Temple, 2009). Dans la région Provence Alpes Côtes d'Azur, le Lézard ocellé apparaît dans les inventaires ZNIEFF, comme une espèce « d'intérêt patrimonial », et figurant dans la liste des espèces « remarquables ». Cependant, son habitat n'est protégé dans aucun texte. Un Plan National d'Action est en cours de rédaction et devrait être validé d'ici fin 2011.

2.2) La Plaine de Crau

Le site d'étude se situe dans la plaine de Crau, qui est le delta fossile de la Durance. Cette plaine aride occupe une superficie d'environ 600 km², et elle est située dans le sud-est de la France, à environ 50 km au nord-ouest de Marseille (région Provence-Alpes-Côte d'Azur, département des Bouches-du-Rhône), et à l'extrémité de la Basse Vallée du Rhône (Fig.2). Cette steppe est entretenue depuis le néolithique par le pacage des brebis (Henry et al. 2010). L'été y est chaud, l'hiver doux et les précipitations faibles (environ 570 mm en moyenne par an). Il pleut particulièrement peu en été, ce qui engendre 3 à 4 mois à caractère aride.. Le vent accentue cet effet de sécheresse : le mistral peut atteindre 150km/h.

La Réserve Naturelle des Coussols de Crau (RNCC) a été créée par décret ministériel le 8 Octobre 2001 et représente une superficie de 7411 ha. La RNCC est co-gérée par le Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence Alpes Côte- d'Azur (CEN PACA) et la Chambre de l'agriculture des Bouches-du-Rhône. C'est un exemple rare en France de co-gestion d'une réserve naturelle pour la conservation de la nature et d'une activité agricole, le pastoralisme.

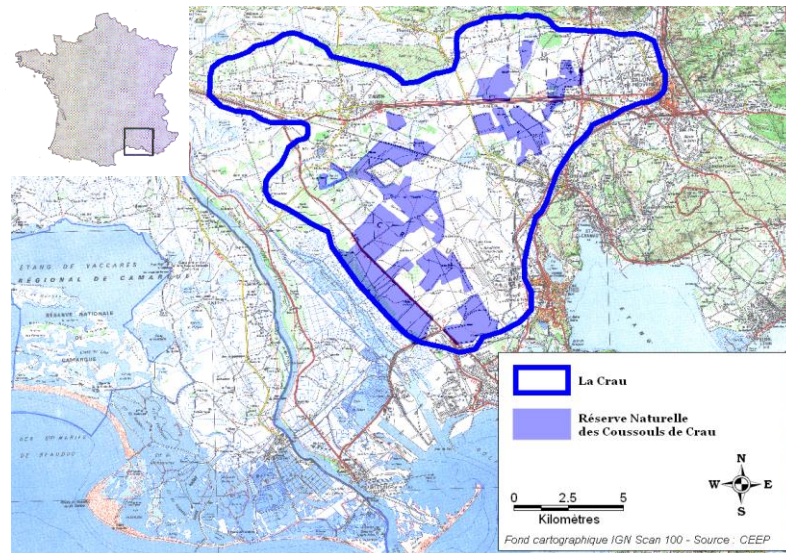


Figure 2 : Situation géographique de la Plaine de Crau et de la Réserve Naturelle des Coussols Crau,
Plan de gestion 2010-2014 de la Réserve Naturelle des Coussols de Crau, Section A..

Le CEN PACA, créé en 1975, est une association régionale, à but non lucratif, de protection de la nature, qui a pour objectif la conservation de la diversité biologique des espaces naturels remarquables de la région PACA. Il fait partie du réseau des 29

Conservatoires d'Espaces Naturels de France. Il est également membre du réseau Régional des Gestionnaires d'Espaces Naturels Protégés. Il dispose de 4 outils principaux pour conserver et protéger les milieux remarquables de la région PACA et leurs richesses biologiques :

- la maîtrise foncière et d'usage (conventions, locations, acquisitions),
- la gestion des espaces naturels,
- la connaissance scientifique,
- et l'information et la sensibilisation au grand public (nombreux outils de communication, sorties nature et activités de découverte).

En 2007, il gère 49 643 ha de milieu naturel, répartis sur 71 sites dans les 6 départements de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, et il est propriétaire de 463 ha. Le Conservatoire compte 43 salariés dont 6 sont en charge de la gestion de la RN de Crau. Le CEN PACA a été mandaté en 2004 pour la gestion de la biodiversité de la RNCC.

Le principal habitat visé dans les objectifs de gestion de la RNCC est le coussoul de Crau (Photos 2). Cette association à *Asphodelteum fistulosi*, est une pelouse rase à recouvrement discontinu, dont l'assemblage est unique en Europe (Photos 2). Elle constitue un habitat communautaire prioritaire de (directive CEE 92/43).



Photos 2 : respectivement : Aspect caractéristique du coussoul (Wolff CEN PACA) et Tas de galets dans la plaine de Crau (Tatin CEN PACA)

Cette vaste steppe aride abrite de nombreuses espèces végétales (de nombreuses annuelles avec environ 50% de plantes à graines) et animales (espèces caractéristique : Ganga cata, Outardes canepetières, Lézards ocellés, Criquet rhodanien...). Ces caractéristiques de l'habitat et son cortège faunistique à prédominance steppique, en font un espace proche des pelouses arides du maghreb. Cependant, le coussoul a nettement régressé au cours des siècles derniers, de l'ordre de 70% depuis 1750.

La particularité de la plaine de Crau est le recouvrement important du sol de surface par des galets. De nombreux tas de galets (Photo 5) ont été construits par les travailleurs forcés sous la contrainte de la Wermacht pendant la Seconde Guerre mondiale, afin d'éviter l'atterrissage d'avions alliés. La densité moyenne de ces tas de galets a été estimée à 9,25 +/- 2,6 tas de galets pour 4000m² (données de la RNCC inédites). A présents, de nombreuses espèces, tels que le Lézard ocellé, le Faucon crécerellette (*Falco naumanni*) ou la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*), utilisent ces tas de galets comme habitat de reproduction notamment.

Le plan de gestion de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau (Wolf & al., 2009) de 2010-2014 comporte des enjeux de conservation de la faune patrimoniale des coussouls. Parmi ces espèces, le lézard ocellé est le reptile qui nécessite la mise en place d'un suivi à long terme capable d'identifier un éventuel déclin de la population. Ainsi, l'opération

« Evaluation de l'état de la conservation de la population de Lézard ocellé et les facteurs limitants cette population » concrétise cet objectif (Annexe 1).

2.3) Collecte de données en Distance Sampling

2.3.1) La méthode de *Distance Sampling*

Les résultats préliminaires d'un essai réalisé en 2010, issus d'un échantillonnage limité (9 transects réalisés et 40 détections obtenues), montrent un coefficient de variation des estimations de densité de 34,5%, expliqué à 15% par la variation de la détectabilité moyenne (probabilité moyenne d'observer un individu détectable) et à 85% par le taux de rencontre (Tatin & Renet, 2010, 2011). Ce dernier semble influencé par divers facteurs comme le comportement des animaux et la variation spatiale de la densité.

La méthode de *Distance Sampling* comporte en fait deux principales hypothèses à vérifier (Buckland & al., 2001) :

- 100% des individus sont détectables, soit $G(0) = 1$,
- les individus ne fuient pas avant que l'observateur ne les ait détectés,

Dans le cas du lézard ocellé, ces conditions ne sont probablement pas remplies d'emblée. Du fait de leur rythme d'activité, les individus ne sont pas tous disponibles pour l'observateur au même moment et seule une partie peut être détectée. De plus, il est probable que ces animaux relativement craintifs aient tendance à fuir lorsqu'un observateur se rapproche de sa position. Dans ce contexte, un paramètre crucial à estimer est donc la probabilité qu'a l'observateur de détecter un individu présent, ce qui revient à déterminer le véritable $G(0)$, utilisé par la suite dans le modèle de *Distance sampling*.

Les lézards ocellés, dans la plaine de Crau, sont détectables lorsqu'ils sont en insolation sur des tas de galets. Cette probabilité que les individus soient détectables sur l'ensemble des transects est donc liée au comportement des individus, et plus particulièrement à leur rythme d'activité. La disponibilité à l'observation sera modélisée à partir des données de Radiotracking (cf. 2.4)

2.3.2) Prospections

Les transects sont choisis aléatoirement dans la zone d'étude (centre Crau, 3600 ha) à l'aide du logiciel Distance 6.0 (paramétré avec les informations suivantes : systematic segmented trackline, effort 100%, $n=40$ samplers). Pour cette étude, le maximum de transects doit être réalisé, dans la même période que la technique de Radiotracking afin que les résultats des deux approches soient conciliables.

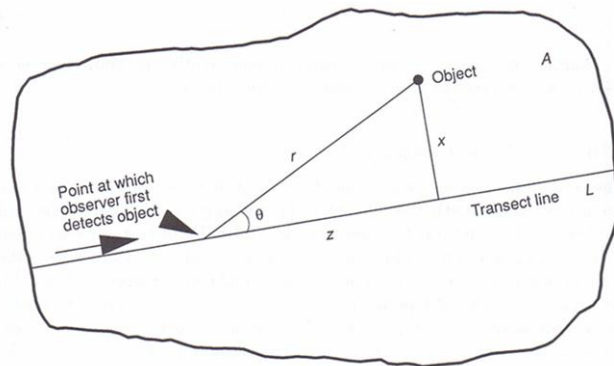
Vingt sept transects ont finalement été réalisés (Annexe 2) du 19/04 au 25/05, parcourus par deux observateurs différents, l'effort étant le même entre les transects.

Le temps de prospection varie de une à deux heures par transect (Renet & Tatin, com. pers.) selon le nombre de lézards détectés. Les transects ne sont pas réalisés si le vent est fort ($>10\text{m/s}$), ou si il pleut, car ces conditions sont réputées pour impacter négativement l'activité du lézard ocellé. Ils sont parcourus à pied, en marquant six points d'arrêts tous les 100m, afin de rechercher les lézards. Un télescope (Leica, 25 x 50) est utilisé pour détecter les individus. La recherche des lézards se fait devant et derrière soi, sauf pour le premier point (devant uniquement) et le dernier point (derrière uniquement) afin de respecter la longueur de 600m. La fréquence de ces points d'arrêts est suffisante pour avoir une observation de tout le pourtour des tas de galets. La recherche des lézards est aussi effectuée de chaque côté du transect. La recherche se concentre toujours d'abord sur les tas de galets les plus proches puis s'éloigne au fur et à mesure.

2.3.3) Mesures des distances

Une fois que l'individu est repéré, une mesure de distance est effectuée en prenant comme repère le tas de galet sur lequel le lézard a été détecté. L'azymuth et les coordonnées géographiques du point d'observation sont relevés. Ces trois mesures permettent ainsi de localiser précisément l'individu et de calculer la distance perpendiculaire, entre le transect et les individus détectés (Fig. 3). Les distances perpendiculaires sont utilisées par la suite dans le modèle DISTANCE afin d'estimer la densité de population.

Figure 3 : Schéma explicatifs des mesures de la méthode Distance Sampling, avec A : aire de la zone, L : longueur du transect, r : distance entre le point de l'observation et l'objet d'intérêt, θ l'angle d'observation, x : distance perpendiculaire obtenue par $r \sin(\theta)$, et z la distance entre le point d'observation et la droite perpendiculaire au transect obtenue par $z = r \cos(\theta)$. Buckland & al., 2001.



Pour noter la position de l'individu avant tout déplacement en réponse à l'observateur, et ne pas compter deux fois le même individu, les conseils donnés par Buckland & al. (2001) sont de toujours regarder les tas de galets les plus proches. Les distances sont mesurées avec un télémètre Leica 10 x 42 et un télémètre Bushnell (modèle 'Yardage Pro'), leur précision étant égale ($\pm 0,914$ m), aucun biais n'est induit par l'utilisation successive de ces deux télémètres.

2.4) Collecte de données en Radiotracking

Le Radiotracking ou radio-télémétrie est une technique d'acquisition d'informations à partir d'un animal équipé d'un émetteur qui transmet des signaux ou ondes radio, possédant une fréquence propre (Kenward, 1987). Cette technique permet ainsi de savoir si chaque animal est présent ou non sur le site, de l'identifier à distance, de le localiser précisément, de le suivre et d'observer son comportement sans le déranger, et ce dans toutes les conditions environnementales. La radio-télémétrie s'avère donc nécessaire dans de nombreuses études en écologie, notamment dans les estimations des domaines vitaux, des habitats préférentiels ainsi que dans les études d'observations comportementales (Johnson, 2005). Cependant, une contrainte de cette méthode est l'effet de la capture et de l'équipement nécessaire pour suivre les animaux (émetteur et système d'attache) sur le comportement (Samuel & Fuller, 1996).

En ce qui concerne les techniques de localisation précise de l'individu, ou radio-pistage, on distingue classiquement deux méthodes de repérage sur le terrain : le 'Homing' et la 'Triangulation' (Kenward, 1987). Le homing consiste à suivre le signal vers ses intensités les plus fortes. Plus l'animal équipé est proche, plus l'intensité du signal est élevée. La triangulation, quand à elle, permet de repérer la position exacte d'un animal à partir du croisement de deux signaux, provenant de deux positions différentes (préférentiellement avec un angle de 90° entre eux).

2.4.1) Matériel radio utilisé

Le système de transmission du signal se compose d'un émetteur, à fixer avec un harnais, comportant un capteur thermique et une antenne de transmission du signal. L'intérêt de la présence d'un capteur thermique, dans cette étude, est d'évaluer la température du corps de l'animal, qui apporte des informations quand à son comportement, au moment du suivi (une faible température peut indiquer que l'individu n'est pas en activité par exemple). La

batterie de l'émetteur possède une durée de vie d'environ 6 mois à 17°C et 3 mois à 35°C (durée de vie en relation avec la fréquence des impulsions du signal, plus le taux de pulsations est bas, à basse température, plus la durée de vie de l'émetteur est longue). Un lot de 20 émetteurs VHF (Pip3, Biotrack Ltd) a été utilisé pour cette étude.

Le système de réception du signal se compose d'un récepteur (Sika, Biotrack Ltd), d'une antenne de réception, d'un câble coaxial reliant le récepteur à l'antenne, ainsi qu'un casque pour améliorer l'écoute du signal reçu (Annexe 3).

2.4.2) Tests des émetteurs

Les signaux radio sont des ondes électromagnétiques similaires aux ondes lumineuses. Cependant, tout obstacle peut dévier la direction des ondes, quelque soit leur direction initiale. Théoriquement, lorsqu'une onde quitte l'antenne émettrice, elle se propage sur une grande surface puis devient plus faible à un taux proportionnel au carré de la distance. Mais dans la pratique, le signal diminue plus rapidement car il rencontre très vite des obstacles, et en premier lieu le corps de l'animal équipé. Il est donc impératif de tester le matériel avant d'équiper les animaux, afin d'estimer les différentes sources d'erreurs, et de pallier aux mauvaises interprétations des résultats de radio-tracking à venir. Pour remplacer le corps de l'animal, une bouteille d'eau salée est utilisée sur laquelle les émetteurs sont fixés, un par un, afin d'éviter toute interférence entre les émetteurs (Samuel & Fuller, 1996).

Des tests de l'intensité du signal de tous les émetteurs ont été effectués et concernent :

- les distances maximales de réception du signal : elles peuvent varier d'un émetteur à l'autre, même si la fabrication et le fournisseur sont identiques. Les émetteurs doivent donc être placés dans des zones représentatives des domaines vitaux des animaux suivis, y compris les cavités.
- les mesures de températures, grâce au capteur thermique.

Les 20 émetteurs à disposition doivent être tous testés pour l'ensemble des manipulations.

Le temps disponible pour ces tests n'a permis de réaliser que deux conditions différentes : la meilleure condition pour la réception du signal (sur un tas de galets, avec l'antenne de l'émetteur dirigée vers l'observateur) et la pire, (sous un bloc de poudingue, avec l'antenne dirigée en sens inverse). Ces deux conditions sont répétées 3 fois par émetteurs.

Pour les mesures de températures, le capteur thermique envoie une impulsion, sur la même fréquence que celle de l'émetteur. En fonction du rythme des impulsions reçues, une température peut être calculée sur la base des intervalles de pulsations (calculateur Excel fourni par Biotrack Ltd.). Ces tests sont effectués dans une même plage de température, afin de pouvoir vérifier la similarité des mesures pour tous les émetteurs. La vérification de cet étalonnage est nécessaire, et permet par la même occasion de mesurer le biais entre la température ambiante et la température corporelle correspondante.

2.4.3) Système de maintien de l'émetteur

Selon le NPWRC (2006) et Goodman (2009), les méthodes d'attaches doivent, dans l'idéal, respecter plusieurs conditions :

- le dispositif (système d'attache, émetteur et antenne) doit être le plus léger possible, et ne doit en aucun cas dépasser 7,5 % du poids de l'animal (Knapp & Abarca, 2009).
- le dispositif doit gêner le moins possible les déplacements et les comportements des animaux équipés et ne doit pas être source de blessures durant le temps de l'étude,
- le dispositif ne doit pas favoriser la détection des individus par les prédateurs,
- l'émetteur doit être au maximum protégé (si l'animal est prédaté ou accidenté)
- et l'attache doit être résistante dans le temps.

Trois systèmes d'attaches, en ce qui concerne les dispositifs externes, sont fréquemment utilisés sur les lézards : le collier émetteur, le harnais et le bandage (Goodman & al., 2009 ; Doré & al., 2009). Le collier a été écarté en raison des risques potentiels par rapport au transit des aliments et d'un poids plus élevé que les autres systèmes d'attache. Le bandage (l'émetteur est à la base de la queue, en laissant libre le cloaque) a aussi été écarté suite à l'observation d'un nombre non négligeable d'individus en Crau présentant des queues en repousse (24%), selon une étude en CMR réalisée en 2009 (Renet & Tatin, 2010).

Le système retenu à ce jour pour cette étude est le harnais, de type sac à dos. Sa conception s'est inspirée des différentes études utilisant ce système de maintien de l'émetteur (Warner & al., 2006 ; Winkel, 2008 ; Gerner, 2008). Avec l'aide d'un centre de soin pour la faune sauvage (Parc Ornithologique du Pont de Gau, Bouches-du-Rhône), plusieurs essais ont été réalisés sur un individu en captivité. Le harnais se compose d'une partie dorsale, où est fixé l'émetteur, et de deux bandes formant un U. Ces deux bandes permettent la fixation du harnais sur l'animal, elles se croisent au niveau du thorax et sont collées aux deux extrémités inversées de la partie dorsale. Une bande d'élastoplaste, collée sur le dessus, au moment de la pose du harnais, permet de protéger l'émetteur, et de solidifier encore plus le système d'attache (photos 3).



Photos 3 : Harnais de couleur, respectant les couleurs du lézard ocellé

Le harnais est peint en couleur, et bariolé de points noirs afin de permettre l'identification individuelle à distance sans que l'animal soit plus détectable que d'ordinaire par l'observateur ou un prédateur. Ce système pèse en tout 3,5g (2,68g pour l'émetteur, le reste pour le harnais en élastoplaste) et ne dépasse pas 3% du poids moyen des adultes qui ont été équipés pour cette étude (Annexe 3).

2.4.4) Captures des individus à équiper

Trois types de pièges sont mis en place :

- Les plaques et parpaings (Annexe 4) sont attractifs pour le Lézard ocellé, qui vient s'y abriter pour trouver chaleur, protection contre le vent et refuge contre les prédateurs, ce qui facilite la capture.

Les plaques et parpaings sont répartis sur 6 sites de captures, selon le tableau 1 ci-dessous :

Pièges	Secteurs	Grosse du Levant	Opéra	Grand carton	Petit carton	Couloubris	Peyre Estève	Total
Plaques posées		12	2	8	12	9	8	51
Plaques existantes		5	4	3	0	0	0	12
Parpaings existants		36	0	12	0	0	13	61
Total		53	6	23	12	9	21	124

Tableau 1 : Répartition de l'effort de capture

Les pièges ont été répartis selon les observations réalisées dans les différents secteurs, sur des tas de galets (Annexe 5).

- Les pièges « tubes » (*funnel traps*, Annexe 4) placés dans les murets, ou à la sortie de terriers, au hasard des observations d'individus. Le tube (grosse gaine électrique) comporte un clapet en plexiglas qui permet l'entrée du lézard dans le tube mais pas sa sortie. Un grillage est fixé à l'autre extrémité pour laisser passer la lumière.

La période de capture se déroule à la sortie de l'hiver, une à deux semaines après les premiers jours ensoleillés et chauds, entre le 30 Mars et le 15 Avril 2011 (cf. Illustration).

14 jours de captures ont été réalisés au total, répartis de la manière suivante :

- 6 jours de capture la première semaine (du 4 au 9 avril 2011),
- 3 jours de capture la seconde semaine, intercalés avec des jours sans capture,
- à partir de la troisième semaine, un jour de capture par semaine a été réalisé (sauf la dernière semaine de suivi).

2.4.5) Variables mesurées

Une détection par jour et par individu équipé a été réalisée, durant 8 semaines de 6 jours, du 5/04 au 31/05/2011 (Annexe 6). Etant donné que chaque individu doit être détecté et vu dans différentes tranches horaires, les 6 sites de captures sont donc visités par un système de rotation du point de départ : exemple, j1 = départ du site 1, j2= départ du site 2, etc. Lorsqu'un ou plusieurs signaux sont détectés, une recherche à la longue vue est réalisée, en considérant une bande de 150m de détection visuelle (ESW³ calculée lors du premier test de *Distance Sampling* en 2010). Si on n'observe pas les individus en question, la méthode de Homing est employée (cf. Illustration).

Plusieurs variables sont à collecter par individu observé ou simplement détecté par signal notamment :

- la date et l'heure de détection du signal,
- la température corporelle (°C) de l'individu, via l'intervalle de temps entre les pulsations,
- les distances d'observation (distance en mètres entre l'observateur et l'individu au moment de l'observation)
- les distances de fuite (distance en mètres entre l'observateur et l'animal lorsque ce dernier sort du champ de vision de l'observateur, par exemple lorsqu'il se cache ou fuit),
- la localisation précise de l'individu (coordonnées GPS),
- les informations sur l'observation de l'individu (partie visible du corps, lieux de l'observation) et sur son comportement (seul ou en interaction, en insolation ou en reproduction...),

³ ESW : *Effective Sight Width*, Largeur de la bande d'observation effective de part et d'autre du transect

- et les conditions météorologiques : température au soleil (mesurée en °C à l'aide d'un thermomètre), vitesse du vent (en m/s, à l'aide d'un anémomètre) et couverture nuageuse (% de ciel couvert).

Les distances de fuite sont relevées pour les individus équipés, mais aussi pour les tous les autres individus adultes non équipés observés pendant les suivis, en essayant de distinguer les mâles des femelles. Elles peuvent être relevées au cours des suivis en Radiotracking, et lors des transects réalisés en *Distance sampling*. Cette variable permet de contrôler l'effet du harnais sur le comportement des lézards, en comparaison avec les individus non équipés, à savoir ses déplacements et sa réaction de fuite.

2.5) Analyses statistiques des données

2.5.1) Radiotracking

Pour les tests des émetteurs, les données de distance de réception ont été comparées par un modèle linéaire généralisé, avec le logiciel libre R (version 2.7.2). Les effets testés correspondent aux deux conditions réalisées (sous un bloc et sur un tas de galet), ainsi que l'effet des émetteurs eux-mêmes, sur la distance de réception de chaque émetteur. Pour évaluer une variation entre les émetteurs, les moyennes des distances de réception sont effectuées (pour les deux conditions testées et les trois répétitions par conditions).

En ce qui concerne les suivis des individus équipés, les dates relevées sont transformées en nombre de jour effectif à partir du début du suivi (48 jours de suivi au total), et en trois périodes (période A = du 5/04 au 24/04, période B = du 25/04 au 14/05, et période C = du 16/05 au 31/05). L'heure est transformée en classe (11 classes pour des plages horaires d'une heure, étalées de 8h à 19h).

L'observation des individus présents est la variable à expliquer (1=individu observé, 0=non observé). Les individus sont considérés comme présents sur le site si leur signal radio est détecté. Les variables explicatives concernent la date, l'heure et les conditions météorologiques.

Ces données sont analysées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé à effet mixte pour prendre en compte la non-indépendance des données collectées sur le même individu. Les données étant de type présence-absence (0/1), elles sont considérées comme suivant une loi binomiale. Les analyses ont été réalisées avec le logiciel libre R (version 2.7.2) et la fonction 'lmer' du package lme4. Plusieurs effets sont testés ensemble dans un même modèle (effets additifs). Pour tester la significativité des effets, le test Z est utilisé, en raison d'un échantillon supérieur à 30, ce qui permet d'éviter l'hypothèse de normalité. Les variables explicatives sont testées selon une fonction linéaire, logarithmique ou quadratique, afin de tester différentes formes de relation entre l'observation et les variables explicatives potentielles. Le risque alpha acceptable est de 0,05.

Afin de comparer les différents modèles réalisés et de choisir celui expliquant le mieux les données, nous utilisons l'AIC (Akaike's Information Criterion). Il représente un critère de compromis entre le pouvoir explicatif du modèle et le nombre de paramètres qu'il inclue. Le plus faible AIC, avec au moins deux degrés d'AIC de différence avec les autres modèles (Delta AIC), représente le meilleur modèle (Burnham & Anderson, 2002).

Les données de distances de fuite sont transformées en logarithme afin que leur distribution soit plus proche de celle d'une loi Normale, et elles sont analysées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé. Les variables explicatives concernent l'équipement de l'individu (s'il est équipé ou non) et le sexe. Les effets sont testés de façon indépendante.

2.5.2) Distance Sampling

Les distances perpendiculaires recueillies au cours des transects sont analysées à l'aide du logiciel DISTANCE (version 6.0). Afin de ne pas incorporer des sources d'hétérogénéité sur la détection et conformément à notre objectif, seules les détections des adultes sont prises en compte.

Deux fonctions clés sont utilisées dans les modèles pour modéliser la relation entre probabilité de détection et distance à l'observateur : les fonctions 'half-normal' et 'hazard rate', avec une fonction d'ajustement 'cosine'. Ces fonctions sont choisies car se sont celles qui correspondent le mieux à la distribution des données, au contraire des fonctions clés 'uniforme' et 'exponentielle négative', ainsi que les fonctions d'ajustement 'simple polynomiale' et 'hermite polynomial'. En effet, la fonction de détection est une fonction décroissante avec la distance. Par conséquent, l'allure de la courbe est descendante, avec en général un pallier, au niveau des distances mesurées les plus faibles.

Afin d'obtenir des données plus homogènes, des filtres peuvent être utilisés dans le logiciel, basés uniquement sur la présence de regroupement des données en classes ou non. Dans un premier temps, les modèles réalisés ne considèrent aucun regroupement en classe de données. Ensuite, nous avons exploré la pertinence de regrouper les données en classes : 9 classes de 30 m, puis 4 classes de 60 m avec une distance maximale de 250m, afin d'essayer de coller le plus possible à l'histogramme théorique du *Distance Sampling*.

Pour contrôler l'ajustement du modèle aux données, il est nécessaire de réaliser des tests d'adéquation ou 'goodness of fit'. Lorsqu'aucun regroupement en classe n'est réalisé, trois tests d'ajustements existent : le QP-Plot (il faut vérifier que les points des données suivent bien la distribution théorique du modèle), et les tests de Kolmogorov-Smirnov et Cramèr Von Mises (il faut vérifier la non-significativité des tests pour valider le modèle). Lorsqu'un regroupement en classe est réalisé le test de χ^2 est utilisé (qui doit être non-significatif pour valider le modèle).

Les différents modèles ont été comparés avec l'AIC, afin de choisir le modèle le plus parcimonieux.

III) Résultats

3.1) Tests des émetteurs

Distance de réception

Les résultats de ces tests montrent qu'il n'y a pas d'effet significatif des conditions testées ($p=0,42$) ni des émetteurs ($p=0,87$) sur la distance de réception du signal. Malgré une différence non significative entre les émetteurs, on peut noter que l'émetteur n°11 possède la plus grande distance de réception moyenne (606,83m +/- 162,26m) et les émetteurs n°14 et 27, possèdent les plus petites distances de réception moyennes (respectivement 436m +/- 143,71m et 402,17m +/- 107,24 m). L'émetteur n°20 n'a pas été testé parce qu'il présentait dès le départ des défauts de fonctionnalité, il a donc été renvoyé au fournisseur avant même de commencer ces tests.

Mesure des températures

Les résultats de ces tests de température permettent d'obtenir le graphique suivant et de détecter un problème au niveau des émetteurs (Fig.4) :

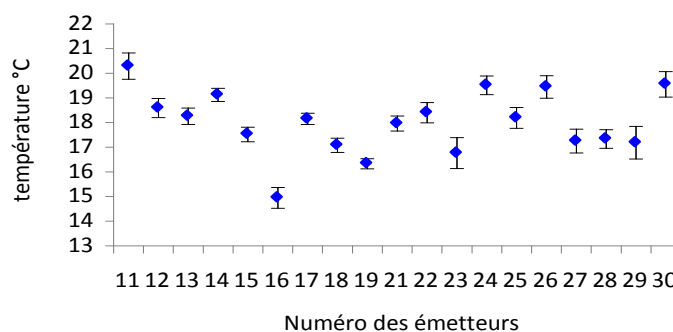
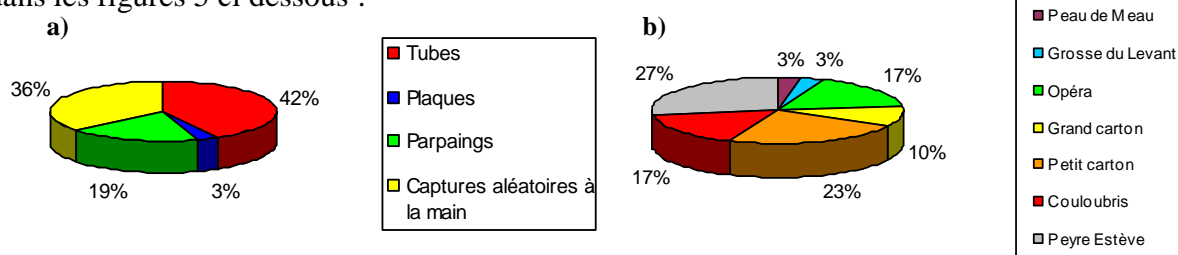


Figure 4 : Mesures des températures des émetteurs en conditions contrôlées, destinées à identifier la variabilité inter et intra capteurs

Les mesures obtenues montrent de très fortes variations entre les émetteurs, sur une même plage de température testée. Une recalibration de tous les émetteurs, effectuée par le fournisseur, a donc été nécessaire. Au vue de ces résultats et de ceux obtenus par le fournisseur après recalibration, seules les variations de température intra- individuelle pourront être étudiées.

3.2) Captures et suivis

Au total, 25 individus différents (11 femelles et 14 mâles) ont été capturés et équipés (certains émetteurs perdus par des individus mais retrouvés ont servi à équiper d'autres animaux). Les individus capturés sont répartis selon les types de pièges et les sites de captures dans les figures 5 ci dessous :



Figures 5 : Répartition des individus de lézards ocellés capturés respectivement selon les types de pièges (a) et selon les sites de captures (b).

Le site de capture « Peau de Meau » a été ajouté, suite à la capture d'un individu à la main. A l'inverse, le site « Grosse du Levant » a été éliminé du suivi, suite à la perte du signal de l'unique individu capturé.

Si 25 individus ont été équipés, seulement 9 à 14 individus ont été suivis en simultanément, pendant toute la durée de l'étude, en essayant d'équilibrer le sexe ratio, à chaque nouvelle capture (Annexe 5). Après la perte de leur harnais (harnais retrouvés dans la plupart des cas), certains individus ont pu être recapturés et rééquipés. La durée de maintien du harnais varie selon l'avancement de la mue, comme le montre le tableau 2 ci-dessous :

	Avant fin mue d'hiver	Après mue d'hiver
Moyenne	12 j	29 j
Ecart-type	8 j	11 j
Min	2 j	13 j
Max	30 j	46 j

Tableau 2 : Durée moyenne, en nombre de jours, des harnais sur les lézards ocellés équipés avant et après la mue d'hiver

La durée de maintien du harnais après la mue diffère significativement de celle avant la mue d'hiver (Wilcoxon, $W=102$, $p<0,01$). Par conséquent, ce type de harnais doit être placé après la mue d'hiver (et avant la mue d'été) afin de permettre un suivi le plus long possible. De nouveaux individus ont dû être capturés et équipés, lorsque nous étions dans l'impossibilité de recapturer certains individus, suite à la perte de signal de certains émetteurs, ou encore suite à de la mortalité (2 individus ont été prédatés, et un individu a été retrouvé mort, sans aucun indice de blessure dû au harnais).

3.3) Probabilité de détection

Les données récoltées en radiotracking ont permis de tester plusieurs modèles (Tab.3), afin d'identifier quels sont les facteurs pouvant expliquer les variations de la probabilité d'être visible lorsque l'individu est présent (signal radio détecté).

Modèles testés*	Valeur AIC	Delta AIC
Observation ~ 1	496,3	26,7
Observation dépendante de la date	497,1	27,5
Observation dépendante du log(date)	496,1	26,5
Observation dépendante de la date ²	497,5	27,9
Observation dépendante de la période	497,9	28,3
Observation dépendante de l'heure	497,9	28,3
Observation dépendante du log(heure)	496,1	26,5
Observation dépendante de l'heure ²	487,9	18,3
Observation dépendante de la température	476,1	6,5
Observation dépendante du log(température)	473,7	4,1
Observation dépendante de la température ²	471,5	1,9
Observation dépendante de la température ² + nuage	472,4	2,8
Observation dépendante de la température ² + vent	469,6	0

Tableau 3 : Modèles testés avec les données récoltées en radio-tracking, modèle retenu en bleu

Le modèle nul (sans covariable) indique qu'en moyenne seulement 30% des individus équipés et présents sur la zone sont observés lors d'un passage sur le terrain.

Les analyses montrent aussi que la date (nombre de jours effectif de suivi) ou la période (3 séries de 20 jours) n'influencent pas l'observation ($p=0,26$). A l'inverse, l'effet de la classe d'heure, transformée en quadratique, est hautement significatif ($p<0,001$).

Les estimations montrent ainsi qu'une plage horaire préférentielle est détectée pour observer les lézards, se situant globalement entre 11h et 15h (Fig.6), avec une probabilité d'observation maximale autour de 0,38 dans cette plage horaire.

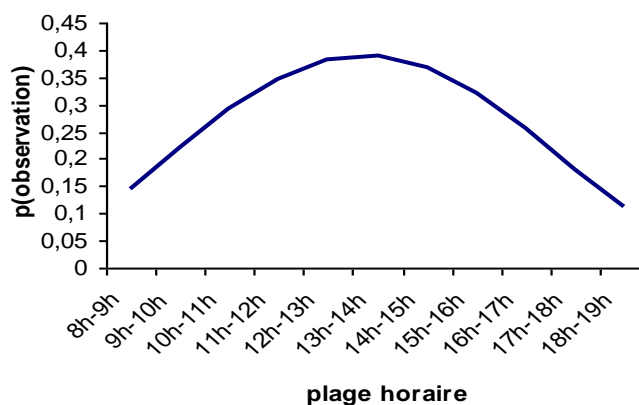


Figure 6 : Probabilité d'observer des individus équipés de Lézards ocellés, dans la plaine de Crau, selon la plage horaire

Cependant, le modèle incluant un effet de la température est globalement meilleur que le modèle incluant un effet de l'heure (respectivement AIC = 487,9 et AIC = 476,1). Il semble donc que l'effet de l'heure soit en fait relié plus à des différences de températures qu'à un effet de l'heure absolu, ce qui était attendu.

Les variables température et vent sont corrélées de façon significatives (régression linéaire simple, $p=0.0258$). Cependant, le nuage de points tracé (Fig.7) ne montre pas une corrélation forte : l'augmentation de 0 à 12 m/s entraîne seulement une chute de température de 3°C. Les deux variables étant faiblement corrélées, elles peuvent donc être ajoutées simultanément dans un modèle.

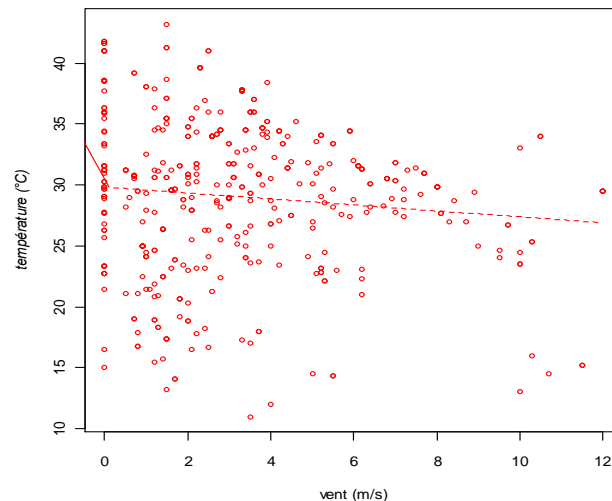


Figure 7 : Corrélation entre les variables explicatives de l'observation de lézards ocellés : température et vent

La différence entre le modèle incluant un effet unique de la température, transformée en quadratique, et un modèle incluant aussi la force du vent, est inférieure à deux degrés d'AIC mais s'en rapproche fortement ($\Delta AIC=1.9$). Ces deux modèles ne sont donc pas significativement différents mais le modèle incluant la température et le vent étant meilleur, il semblerait qu'il y ait un effet du vent sur la probabilité d'être observé. Les résultats du modèle retenu sont présentés dans la figure 8 ci-dessous :

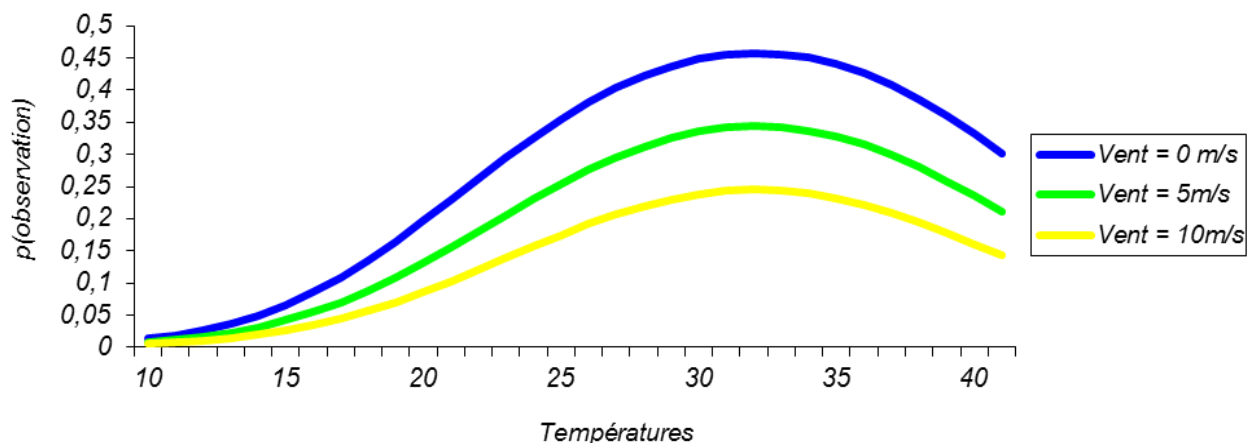


Figure 8 : Probabilité de détecter un lézard présent sur le site d'étude en fonction de la température et du vent, dans la plaine de Crau

Selon ce modèle global, et dans les meilleures conditions, c'est-à-dire entre 27 et 38°C et avec un vent nul, il est possible de détecter 45% des individus présents.

Le même modèle a été utilisé pour estimer la probabilité de détection correspondante à la période réelle de réalisation des transects de *Distance Sampling* (période du 19/04 au 25/05 et plage horaire de 10h15 à 16h40). Cette probabilité est de **G(0)=0,357** avec une erreur standard **se = 0,059**.

3.4) Estimation de la densité

Vingt sept transects ont été réalisés durant la période des suivis en radiotracking, avec 94 détections d'individus adultes (nombre de détection total = 127). Grâce à ces données, et à la probabilité de détection calculée avec les données de radiotracking (données ci-dessus), différents modèles d'estimation de la taille de la population ont pu être testés dans le logiciel DISTANCE (Tab. 4)

Modèles	AIC	Delta AIC	ESW* (m)	Densité estimée Ind/ha	Intervalle de confiance	Coefficient de variation
Hazard-rate	957,87	604,11	148,03	0,069	[0,043-0,111]	0,242
Half-normal	956,81	603,05	119,64	0,085	[0,053-0,138]	0,248
Hazard-rate 9 classes	355,03	1,27	153,90	0,066	[0,041-0,106]	0,241
Half-normal 9 classes	353,76	0	120,49	0,085	[0,052-0,137]	0,245
Hazard-rate 4 classes	206,48	147,12	151,89	0,067	[0,042-0,108]	0,241
Half-normal 4 classes	207,16	146,6	133,91	0,076	[0,043-0,135]	0,295

Tableau 4 : Estimations de la densité en lézards ocellés dans la plaine de Crau (logiciel Distance 6.0), modèle retenu en bleu

Le meilleur modèle est le modèle 'Half-Normal 9 classes'. Selon les deltas d'AIC, ce modèle et le modèle 'Hazard-rate 9 classes' ne sont pas différents (Delta AIC=1,27), mais le modèle 'Half normal 9 classes' permet d'obtenir une meilleure estimation des données. En effet, selon les résultats du test d'adéquation (Khi deux), ce modèle s'ajuste bien aux données (valeur du Khi deux = 8,95, ddl = 6, p = 0,18).

Les distances comprises entre 30 et 60m montrent un effectif plus faible que ce qui était attendu (Fig.9). Il ne s'agit pas d'un effet dû au déplacement des lézards face à l'observateur mais soit d'un comportement particulier soit de la distribution de leurs gîtes (cf. Discussion).

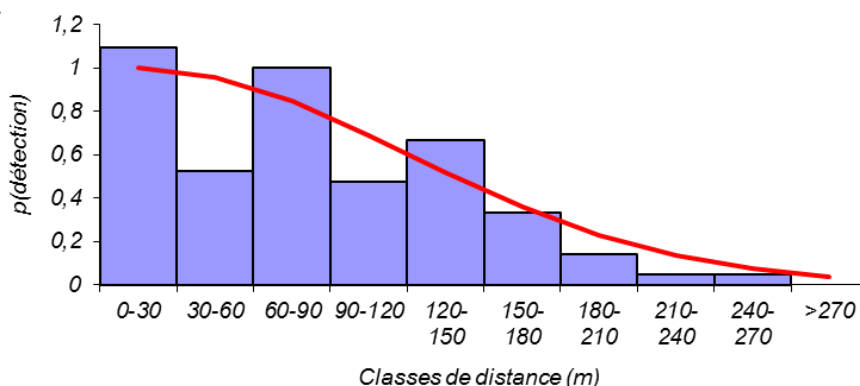


Figure 9 : Probabilité de détection en fonction des classes de distance, selon les fréquences observée (bleu) et la distribution théorique (rouge) du modèle

L'estimation de la densité avec ce modèle est de **8,5 individus/km²**, comprise dans un intervalle de confiance à 95% entre **5,2 et 13,7 individus/km²**.

Le coefficient de variation est de **24,5%** et il est expliqué à :

- 11,1% par la probabilité moyenne d'observer un individu détectable sur la ligne du transect (détectabilité moyenne),

- 43,7% par le taux de rencontre (dépendant de la variation spatiale de la densité),
- 45,1% par la probabilité que l'individu soit détectable sur l'ensemble des transects (disponibilité, liée au rythme d'activité des individus).

3.5) Distances de fuites

Tout au long de l'étude, aucun lézard n'a été observé en déplacement au sol entre deux tas de galets dans un comportement de fuite. A chaque occasion, les animaux se sont cachés dans une cavité du tas de galets sur lequel ils se trouvaient. La distribution des distances de fuite relevées au cours de l'étude est présentée dans la figure 10 ci-dessous :

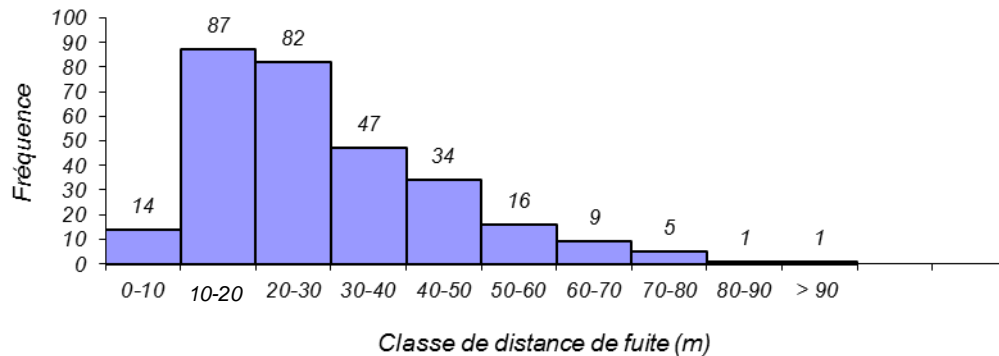


Figure 10 : Fréquence des distances de fuite des lézards ocellés, répertoriées en classe de distance

Selon les résultats obtenus, 75% des distances de fuite se situent entre 0 et 37,8 m. Les classes les plus représentées étant de 10 à 20m et de 20 à 30m. Il n'y a pas de différence significative entre les distances de fuite des individus équipés et des individus non équipés ($t=1.734$; $p=0.08$), contrairement au sexe ($t=2.602$; $p<0.01$). Cependant, cette différence entre les sexes ne se traduit que par quelques mètres (Distance de fuite moyenne Mâle = 29,02m +/- 14,48m et Femelles = 27,43m +/- 16,89m).

IV) Discussion et Conclusion

4.1.) Tests des émetteurs, technique de capture, et équipement

Importance de tester le matériel avant de faire le terrain

Les tests des émetteurs et l'identification des distances de réception plus ou moins faibles selon les émetteurs (différence non significative) ont permis de mieux appréhender la réception du signal sur le terrain (par exemple, les émetteurs n°14 et 27 ont été recherchés plus longtemps, étant donné leurs faibles distances de réception du signal). De même, les tests des températures ont permis d'utiliser cette variable conformément à la qualité de la donnée récoltée (seules des variations intra-individuelles ont été observées). Ces tests de matériel, avant la phase de terrain, sont préconisés par Kenward (1987) et Samuel & Fuller (1996), ce qui permet d'éviter de mauvaises interprétations des résultats, mais ils ne sont pas souvent effectués, d'après nos recherches bibliographiques.

Techniques de capture

Il semblerait que dans les espaces ouverts, comme les steppes, la localisation à vue puis la capture avec les pièges tubes soit la technique la plus efficace. Au début des sessions de capture, les plaques et parpaings ont été contrôlés deux à trois fois sans succès, au contraire de ce qui était attendu, ce qui nous a amené à changer notre façon de procéder, avec la mise en place des pièges 'tube', préconisés par Sutherland (2006), et les captures à la main. Ces

dernières sont très aléatoires, et relèvent plus de la chance. Les pièges tubes sont posés après observation d'un lézard en insolation sur un tas de galets, si son gîte présente moins de quatre entrées ou sorties (galeries). Dans ce cas, les pièges tubes ont permis de capturer 90% des individus observés.

En règle générale, la pose de gîtes artificiels, comme les plaques en fibrociment ou les parpaings, sont bénéfiques aux reptiles, en terme de thermorégulation, leur offrant ainsi un refuge supplémentaire (Lelièvre & al., 2010). Le manque d'attrait pour les plaques en fibrociment, pourrait être lié au fait qu'elles ne sont pas encore connues des lézards ou qu'elles ne sont pas attractives en avril.

Maintien du harnais chez les reptiles

Le principal facteur limitant la durée de maintien du harnais sur les reptiles est la mue. Les périodes inter-mues, chez les adultes de lézards ocellés, offrent la possibilité de suivre les animaux pendant 29 jours en moyenne, avec le système d'attache en élastoplaste. Cependant, il faut s'attendre à une grande variation entre individu et il est préférable d'équiper au moins 10 individus. Cette durée est supérieure aux études réalisées avec d'autres types de harnais sur des espèces de taille similaire, notamment l'étude effectuée par Warner & al., (2006), avec une durée variant de 1 à 21 jours ou celle réalisée par Gerner (2008) sur des geckos (18 jours +/- 14 jours en moyenne).

Au total sur les 19 émetteurs posés, 7 émetteurs ont été retrouvés à proximité immédiate des gîtes, un a été retiré par recapture de l'individu, et deux émetteurs ont été récupérés sur les individus trouvés morts. Les autres émetteurs ne sont plus en place mais inaccessibles (fond de gîte), n'émettent plus de signal, ou ont été transportés par des prédateurs de lézards ocellés.

Impact de l'équipement sur le comportement

Le fait de capturer et d'équiper des animaux pour des suivis en radiotracking peut avoir des conséquences sur leurs comportements et leurs modes de vie habituels (Samuel & Fuller, 1996). Pour évaluer la gêne que pourrait provoquer le harnais sur les individus équipés, le comportement de fuite a été testé. Les résultats montrent que les individus équipés n'ont pas une distance de fuite différente de celle des individus non équipés. De plus, selon les observations effectuées sur le terrain, le harnais ne causerait pas de gêne au niveau du comportement reproducteur (observations de deux reproductions avec des individus équipés), ni des comportements de déplacements, chasse et insolation.

Le seul inconvénient observé se situe au niveau de la taille de certaines cavités utilisées comme gîtes. En effet, à plusieurs reprises, des animaux ont été observés comme ayant des difficultés pour rentrer dans une cavité, et devant, soit forcer le passage, soit choisir une autre cavité sur le même tas de galets (aucun changement de tas observé). Les deux prédatons observées ne sont probablement pas liées à la présence du harnais, mais constituent plutôt des prédatons naturelles : un individu a été mangé par une couleuvre de Montpellier et un autre individu a été retrouvé mort avec deux blessures apparentes sans rapport avec le harnais, provenant d'un rapace ou d'un carnivore. Cependant, il n'est pas possible de savoir si les individus dont le signal a été perdu ont été prédatés ou non. Un autre individu a été retrouvé mort, sans indice de prédation et le harnais n'avait laissé aucune blessure apparente.

4.2) Probabilité de détection et estimation de densité

Influence de la saison et des conditions météorologiques sur la probabilité de détection

Contrairement à ce qui était attendu dans cette étude, aucune variation saisonnière n'a été détectée en ce qui concerne la disponibilité à l'observation des individus, comme c'est le

cas chez les tortues, où des variations journalières ont été signalées (Couturier & al., 2011 ; Nussear, 2007 ; Inmann, 2009), pour des périodes de suivis similaires (d'avril à mai). Des variations de la disponibilité liées aux conditions météorologiques ont été détectées, et correspondent à l'optimum thermique des reptiles, qui seraient plus actifs entre 25 et 40°C (Lourdais, 2010). L'influence de la température dans la probabilité de détection est aussi observée chez les tortues d'Herman, mais avec une gamme de température plus faible, de 17 à 22°C pour une détection maximale (Couturier & al., 2011).

Probabilité de détection

De façon générale, les méthodes d'estimation de densité ont tendance à sous-estimer les densités réelles des populations étudiées. Ce biais apparaît régulièrement dans la méthode de *Distance sampling* (Smolensky & Fitzgerald, 2010 ; Treglia, 2010). En effet, cette technique peut s'avérer difficile parce qu'elle nécessite de vérifier l'hypothèse que tous les individus sont détectables sur le transect (Smolensky & Fitzgerald, 2010). Cependant, les individus peuvent être présents sur le site au moment de l'échantillonnage mais ne sont pas forcément détectables. Afin d'améliorer le modèle standard de *Distance Sampling*, et de ne pas trop sous-estimer les densités des populations étudiées, il faut considérer dans le modèle la probabilité de détection et plus particulièrement le paramètre de *disponibilité* des individus, pour se rapprocher le plus possible des densités réelles (Grant & Doherty, 2005 ; Bachler & Liechti, 2007).

Cette probabilité de détection réelle, ou disponibilité, peut être évaluée grâce à la méthode de Radiotracking, comme cela a été fait dans ce présent travail. D'autres études l'ont réalisé sur des lézards (Grant & Doherty, 2005) et des tortues (Nussear, 2007 ; Inmann, 2009). Le Radiotracking est donc un outil efficace pour appréhender la probabilité de détecter les individus présents sur des parcours. Cependant, très peu d'études évaluent ce paramètre pour la correction du modèle de *Distance Sampling* car cela nécessite un effort de prospection et de collecte de données en radiotracking important, qui n'est pas toujours réalisable (coûteux en temps et en moyen humain, Couturier & al., 2011). Dans notre cas, cette mesure de la disponibilité via les données de Radiotracking a nécessité 48 journées-homme.

Dans les meilleures conditions météorologiques (températures comprises entre 27 et 38°C avec un vent nul), il n'est possible d'observer qu'un individu sur deux environ (45%). Les individus sont détectables lorsqu'ils sont en insolation sur des tas de galets. Ce faible taux d'observations des individus présents pourrait être lié au rythme d'activité des lézards. En effet, en période de forte chaleur, la thermorégulation serait rythmée par des phases au soleil, avec la face dorsale en évidence, puis des phases rapides et répétées à l'ombre (Slimani & al., 2011). Les individus n'insolent pas tous au même moment, certains individus vont avoir besoin de faire diminuer leur température corporelle, cachés à l'ombre, ce qui empêche leur observation. Le rythme d'activité, propre à chaque individu, pourrait donc expliquer ce faible taux d'observation, même dans les meilleures conditions. Par conséquent, la probabilité de détection pourra difficilement être améliorée.

Pour relier les données de Radiotracking à celles de *Distance sampling*, la probabilité de détection est calculée sur une plage commune de suivi. Elle est faible et assez variable ($G(0) = 0,357$, $SE^4 = 0,059$) et peut être expliqué par le fait que les conditions dans lesquelles se déroulent les transects ne sont pas systématiquement les conditions optimales mises en évidence avec les données de Radiotracking. Cette probabilité de détection pourra alors être améliorée en respectant les conditions favorables à l'observation identifiées par le radiotracking, mais ne pourra de toute façon pas dépasser une probabilité de détection 0,45, étant donné l'influence des rythmes d'activités dans les observations de lézards. Nous n'avons

⁴ SE : erreur standard

trouvé à l'heure actuelle aucune étude comparable sur le lézard ocellé. Chez les Lacertidae, l'étude de Grant & Doherty, (2005) réalisée sur un lézard Nord Américain a estimé la probabilité de détection à 0,43 (IC⁵ à 95% [0,30-0,56]), pouvant être comparable à nos résultats. L'étude de Couturier & al. (2011), sur les tortues d'Herman, a permis aussi d'obtenir une probabilité de détection, estimée à 0,70 (SE=0,05). Cependant, ce résultat est difficilement comparable à notre étude, étant donnée les différences biologiques entre les deux espèces.

Estimation de la densité

L'estimation de la densité obtenue, via les 27 transects en *Distance Sampling*, avec la correction apportée par le paramètre de disponibilité fourni par le radiotracking, est de 8,5 individus/km², avec un intervalle de confiance à 95% de 5,2 à 13,7 individus/km². Même si ce nombre semble très faible, pour la RNCC, il est impossible, à l'heure actuelle, d'affirmer que cette estimation de la densité soit faible ou forte. Aucune donnée préalable n'est à disposition pour effectuer une comparaison en Crau. Nous sommes aussi dans l'incapacité de dire si cette population de lézard ocellé en Crau reste l'une des plus importantes en France, seule une estimation de densité a été effectuée en France, sur l'île d'Oléron (3,69 ind/ha, IC 95% [2,96-7,64ind/ha]). Ces deux estimations sont difficilement comparables car la méthode employée sur l'île d'Oléron est l'*Occupancy*, le milieu est insulaire et la surface d'étude très réduite (Doré & al., 2010). En Espagne, aux alentours de Séville, la densité atteint 54 ind/ha, sur une savane pâturée, présentant des affleurements rocheux, pouvant être comparables au milieu naturel de la plaine de Crau (Mateo, 2004). Cependant, la comparaison est difficile car aucune information n'est donnée quand à la méthode employée, et l'estimation de la densité englobe tous les individus détectés, alors que nous n'avons étudié que les adultes.

Le modèle retenu sous-estime la densité. En effet, il présente un déficit de détection au niveau de la classe de distance 30-60m, alors que ce modèle a justement été amélioré avec le paramètre de disponibilité des individus. Ce biais de sous estimation ne provient donc pas des rythmes d'activités des individus ni à un vrai déplacement face à l'observateur, mais peut être partiellement expliqué par les distances de fuite (la distance minimale que l'individu peut tolérer face à l'observateur avant de se cacher). Les mesures de distances que nous avons réalisées montrent qu'à des distances très faibles (<30m), l'individu est observé parce qu'il se trouve surpris face à l'observateur. Il est possible qu'à distance moyenne (30-60m), le lézard détecte l'observateur avant lui et se cache, alors qu'à grande distance (>60m), l'observateur détecte le lézard avant que ce dernier ne soit effrayé. Cependant, au regard des distances de fuite moyennes, seul un faible nombre d'individus est concerné par des distances de fuite comprise entre 30 et 60m : la majorité des individus (75%) fuient à moins de 38m, seul le chevauchement de 8 m pourrait être un paramètre explicatif ici.

Une autre explication réside dans la disposition spatiale des tas de galets et à l'orientation des transects réalisés. Les tas de galets sont généralement disposés en lignes. Si le transect est effectué de façon parallèle à ces lignes, chaque ligne de tas de galets correspond donc à une distance au transect. Entre les lignes, aucun tas de galet n'étant présent, aucune observation ne peut être réalisée à cette distance (par exemple si les lignes de tas de galets sont disposées tous les 30 m, aucune observation ne sera réalisée entre 0 et 30m, puis entre 30 et 60m...). De plus, la densité des tas de galets n'est pas la même sur l'ensemble du site sur lequel a été réalisé les transects. Ainsi, l'observation d'individus insolant sur des tas de galets peut être plus faible si peu de promontoires sont présents aux alentours du transect.

⁵ IC : Intervalle de Confiance

Améliorations des suivis à venir

Le coefficient de variation observé est de 24%, et il est expliqué à 41% par le taux de rencontre. C'est ce dernier qu'il faudra tenter de mieux cerner pour diminuer la sous-estimation de la densité. Il faudra donc faire attention à la disposition des transects par rapport à la distribution des tas de galets, en privilégiant davantage des transects perpendiculaires aux lignes de tas de galets, afin que toutes les distances d'observation soient représentées. D'autre part, la densité des tas de galets pourrait être évaluée, en comptant le nombre de tas de galets présent dans l'*Effective Sight Width* (ESW) calculée, afin de déterminer les endroits privilégiés pour la réalisation des transects. Afin de contacter plus d'individus entre 30 et 60m, il faut regarder loin devant soi au cours du déplacement le long du transect. Cette indication de suivi peut sembler contraire au fondement même de la méthode, mais Buckland & al., (2001) le préconisent dans certains cas.

Une autre possibilité pour encore mieux cerner le taux de rencontre serait la post-stratification, afin de découper la zone des transects en différents habitats préférentiels pour l'espèce (Fewster & al., 2009), si cela s'avère pertinent en Crau.

4.3) Implication pour la conservation

Les améliorations apportées au modèle de *Distance sampling* sont fondamentales pour la RNCC, afin de détecter un déclin de la population de lézard ocellé en Crau, et pouvoir agir à des fins de conservation. Pour la mise en place des suivis à venir, il sera plus facile de programmer la réalisation des transects selon une plage horaire que selon une gamme de température (plage horaire préférentielle pour l'observation de 11h à 15h), ces deux paramètres étant liés. L'intervalle de confiance calculé indique qu'il n'est envisageable de détecter significativement que des variations de densité de population de l'ordre de 50%. Cependant, en terme de veille, une diminution non significative mais répétée plusieurs années consécutives est suffisante pour alerter le gestionnaire, ces tendances de populations peuvent alors être identifiées par la présente méthode. Cet outil est nouveau en Crau et particulièrement intéressant dans ce sens, d'autant qu'il répond aux objectifs fixés par le plan de gestion de la RNCC. En cas de déclin observé, il reste encore à décliner les actions de gestions pertinentes à mettre en place immédiatement et à long terme, afin de maintenir une population viable. La première action de gestion qui pourrait être appliquée est la reconstruction et/ou la conservation des tas de galets, gîtes principaux des lézards ocellés dans la plaine de Crau.

La méthode de *Distance sampling* semble être adaptée à l'estimation de la densité de la population de Lézard ocellé en Crau, espèce dont la capacité de déplacement et la détectabilité sont faibles (Marques, 2009). Cette méthode est adaptée à des milieux très ouverts voire steppiques, avec la présence de monticules permettant l'observation des lézards. Ainsi, il est possible de transposer cette méthode de suivi aux steppes arides nord africaines abritant d'autres espèces de Lacertidae (*Timon tanginatus* ou *Timon pater* par exemple).

Dans le cadre du Plan National d'Action du suivi du lézard ocellé, une des actions prévues est d'identifier des tendances de populations à l'échelon national. La méthode de *Distance Sampling* ne pourra pas être applicable dans ce cadre car la majorité des habitats de l'espèce ne sont pas aussi ouverts que la plaine de Crau. La méthode la plus adaptée, à cette échelle, pour le suivi du lézard ocellé, semble être la méthode *Occupancy*, avec mise en place de quadrats, comme cela a été réalisé sur l'île d'Oléron (Doré & al., 2011).

Bibliographie

- Araujo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* **33**(10) : 1712-1728.
- Bachler E. & Liechti F., 2007. On the importance of G(0) for estimating birds populations densities with standard distance-sampling : implications from telemetry study and a literature review. *The International Journal of Avian Science* **149**(4) : 693-700.
- Barrows C.W., 2011. Sensitivity to climate change for two reptiles at the Mojave-Sonoran desert interface. *Journal of Arid Environments* **75**(7) : 629-635.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. & Thomas L., 2001. Introduction to Distance Sampling-Estimating abundance of biological populations. Oxford university press. 427p.
- Burnham K.P. & Anderson D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference. Seconde édition Springer-Verlag. 490 p.
- Chaloupka M. & Limpus C., 2001. Trends in the abundance of sea turtles resident in southern Great Barrier Reef waters. *Biological Conservation* : **102**(3) : 235-249.
- Chao A., 1989. Estimating population size for sparse data in capture-recapture experiments. *Biometrics*, **45**: 427-438.
- Cheylan M. & Grillet P., 2004. Le Lézard ocellé. Edition *BELIN Eveil nature*, collection *Approche*. 95p.
- Cheylan M. & Grillet P., 2005. Statut passé et actuel du Lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidés) en France. Implication en termes de conservation. *Vie et Milieu* **55**: 15-30.
- Clutton-Brock T. & Sheldon B.C., 2010. Individuals and populations: the role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution*, **25**: 562-573.
- Couturier T., Cheylan M., Bertolero A., Astruc G. & Besnard A., 2011 (*en cours de préparation*). Dealing with activity patterns : a comparison of three methods for assessing population trends of the Herman's tortoise *Testudo hermani*.
- Cox N.A. & Temple H.J., 2009. European Red List of Reptiles. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.
- Doré F., Grillet P., Thirion J.M., Besnard A. & Cheylan M., 2011. Implementation of a long-term monitoring program of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) population on Oleron Island. *Amphibia-Reptilia* **00**: 1-8.
- Doré F., Grillet P., Thirion J.M., Cheylan M., Lefebvre S. & Dauge C., 2009. Etude et suivi de la population de Lézard ocellé *Timon lepidus* sur l'île d'Oléron. ONF & OBIOS. 27p.
- Ehrlich P.R. & Kremen C., 2000. Human effects on ecosystems, overview. Levin S.A, Editeur, Encyclopedia of Biodiversity (4666p), Academic Press: 383-393.
- Fewster R.M., Buckland S.T., Burnham K.P., Borchers D.L., Jupp P.E., Laake J.L. & Thomas L., 2009. Estimating the Encounter Rate Variance in Distance Sampling. *Biometrics* **65** : 225-236.
- Gerner T., 2008. Home range, habitat use and social behaviour of the endangered Mauritian gecko *Phelsuma guentheri*. Mémoire de Mater de Sciences Environnementales. Université de Zurich. 42p.
- Goodman R.M., Knapp C.R., Bradley K.A., Gerber G.P. & Alberts A.C., 2009. Review of radio transmitter attachment methods for West Indian rock iguanas (genus *Cyclura*). *Applied Herpetology* **6** : 151-170.
- Grant T.J. & Doherty J.R., 2005. Monitoring of the flat-tailed horned lizard with methods incorporating detection probability. *The journal of wildlife management* **71**(4) : 1050-1056.
- Grillet P., Cheylan M., Thirion J.M., Doré F., Bonnet X., Dauge C., Chollet S. & Marchand

- M.A., 2010. Rabbit burrows or artificial refuges are a critical habitat component for the threatened lizard, *Timon lepidus* (Sauria, Lacertidae). *Biodiversity Conservation* **19**: 2039-2051.
- Henry F., Talon, B. & Dutoit, T. 2010. The age and history of the French Mediteranean steppe vegetation revisited by soil wood charcoal analysis. *The Holocene* : 20- 25.
 - Inman R.D., Nussear K.E. & Tracy C.R., 2009. Detecting trends in desert tortoise population growth : elusive behavior in flates variance in estimates of population density. *Endangered Species Research* **10** : 295–304.
 - International Union Conservation of Nature, 2009. Red List. 1p
<http://www.iucnredlist.org/documents/summarystatistics/2011_1_RL_Stats_Table_3a.pdf>.
 - Johnson M.A., 2005. A New Method of Temporarily Marking Lizards. *Herpetological Review* **36**: 277-279.
 - Kacoliris F.P., Berkunsky I., & Williams J.D., 2009. Methods for assessing population size in sand dune lizards (*Liolaemus multimaculatus*). *Herpetologica* **65**: 219-226.
 - Kenward R. 1987. Wildlife Radio Tagging. Equipment, Field Techniques a,d Data Analysis. Academic Press, London, UK. 15-175.
 - Knapp C.R. & Abarca J.G., 2009. Effects of radio transmitter burdening on locomotor ability and survival of iguana hatchlings. *Herpetologica* **65**(4): 363–372.
 - Laurence W.F., Carolina Useche D., Shoo L.P., Herzog S.K. & al., 2011. Global warming, elevational ranges and the vulnerability of tropical biota. *Biological Conservation* **144**: 548–557.
 - Lelièvre H., Blouin-Demers G., Bonnet X. & Lourdais O., 2010. Thermal benefits of artificial shelters in snakes : A radiotelemetric study of two sympatric colubrids. *Journal of Thermal Biology* **35** : 324–331.
 - Lombardini K. & Olivier A., CEEP, 2000. Essai sur la distribution des reptiles et amphibiens de la Crau. 40p.
 - Lourdais O., 2010. Sensibilité thermique des reptiles : une approche écophysiologique, Chap3 dans Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse.Vacher J.P. & Geniez M. (coords), 2010. Biotope, Mèze (Collection Parthénopé). Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris. 544p.
 - Marques T., 2009. Distance sampling : estimating animal density. *Significiance* : 136-137.
 - Mateo J.A., 2004. Lagarto ocelado. *Timon lepidus* (Daudin, 1802). In : Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org>>.Révision 2006. 56p
 - Mc Callum A., 2005. A conceptual guide to detection probability for point counts and other count-based survey methods. *USDA Forest Service Gen*, **191**: 754-761.
 - MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knuston M.G. & Franklin A.B., 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extintion when a species is detected imperfectly. *Ecology* **84**(8) : 2200–2207.
 - Nichols J.D & Williams B.K., 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **21**(12) : 668-673.
 - Nichols J.D., 1992. Capture-recapture models. *BioScience*, **42**(2) : 94-102.
 - Nothern Prairie Wildlife Reseach Center, 2006. A Critique of Wildlife Radio-tracking <<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/wildlife/radiotrk/convent.htm>> .8p
 - Nussear K.E. & Tracy C.R., 2007. Can modeling improve estimation of desert tortoise population densities ? *Ecological Applications* **17**(2) : 579–586.
 - Plan National d'Action Lézard ocellé 2011-2015. 55p.
 - Primack R.B., 2000. Extinction, cause of. Levin S.A, (Editeur), Encyclopedia of Biodiversity (4666p), Academic Press : 697-713.
 - Renet J. & Tatin L., CEEP, 2010. Etude démographique d'une population de Lézard ocellé

(*Timon lepidus*) en plaine de Crau, Site de Peau de Meau. Réflexion pour la mise en place d'un protocole de suivi à long terme. 20p.

- Royle J.A. & Nichols J.D., 2003. Estimating Abundance from repeated Presence-Absence Data or Points-Count. *Ecology*, **84**(3): 777–790.
- Salvidio S., Lamagnib L., Bombi P., & Bologna M.A., 2004. Distribution, ecology and conservation status of the ocellated lizard (*Timon lepidus*) in Italy (Reptilia, Lacertidae). *Italian Journal of Zoology* 71(1) : 125-134.
- Samuel & Fuller, 1996. Wildlife radiotelemetry, Chap. 15 In Research and management techniques for wildlife and habitats. Edition : The Wildlife society, Bethesda. 740p.
- Schwarz C. J. & Arnason A.N., 1996. A general methodology for the analysis of Capture-Recapture experiments in open populations. *Biometrics*, **52**: 860-873.
- Slimani T., Khalil A., Lourdaïs O., El Mouden E.H. & Radi M., 2^{ème} Congrès Méditerranéen d'Herpétologie (CMH2) 2011. Ecologie thermique et sélection d'habitat chez le lézard diurne du Haut Atlas (*Quedenfeldtia trachyblepharus*) à l'Oukaimeden (Haut Atlas –Maroc).
- Smolensky N.L. & Fitzgerald L.A., 2010. Distance Sampling Underestimates Population Densities of Dune-Dwelling Lizards. *Journal of Herpetology* **44**(3) : 372-381.
- Sutherland W.J., Editeur, seconde édition 2006. Ecological census techniques. Cambridge University Press. 432p.
- Tatin L. & Renet J, CEEP, 2010. Eyed lizard (*Timon lepidus*) population density estimation by distance sampling method. 4p.
- Tatin L. & Renet J., CEEP, 2011. Etude de paramètres comportementaux du Lézard ocellé (*Timon lepidus*) par radio-téléométrie dans la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau. 5p.
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S., Hedley S.L, Bishop J.R.B., Marques T.A. & Burnham K.P., 2010. Distance software : design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, **47**(1): 5–14.
- Venugopal P.D., 2010. Population density estimates of agamid lizards in human modified habitats of the Western Ghats, India. *Herpetological Journal* **20** : 69–76.
- Warner, D.A., Thomas, J. & Shine, R. 2006. A simple and reliable method for attaching radio-transmitters to lizards. *Herpetological Conservation and Biology* **1**: 129-131.
- Winkel D., 2008. Efficiency of techniques for post-translocation monitoring of the Duvaucel's gecko (*Hoplodactylus duvaucelii*) and evidence of native avian predation on lizard. Mémoire de Master de Science en Conservation de la biologie. Université d'Auckland, Nouvelle Zélande. 192p.
- Wolf A., Fabre P., Vincent-Martin N., Paulus G. & Becker E., CEEP, 2009. Plan de Gestion de la Réserve naturelle de Coussouls de Crau 2010-2014. Section A : Diagnostics et enjeux. 193p.
- Wolf A., Fabre P., Vincent-Martin N., Paulus G. & Becker E., CEEP, 2009. Plan de Gestion de la Réserve naturelle de Coussouls de Crau 2010-2014. Section B : Définition des objectifs et planification des opérations. 45p.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D., & Boulinier T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**(8): 446-453.

Liste des Annexes

Annexe 1 : Extrait du Plan de Gestion 2011-2014 de la RNCC, section B : définition des objectifs et planification des opérations.

Annexe 2 : Cartographie des transects réalisés en Distance sampling

Annexe 3 : Détails explicatifs des systèmes de transmission et de réception du signal

Annexe 4 : Photos des pièges utilisés pour capturer les individus de lézards ocellés à équiper

Annexe 5 : Cartographie de la répartition des observations passées, des secteurs de captures et des plaques en fibrociments posées.

Annexe 6 : Extrait d'une cartographie de la répartition des individus suivis en radiotracking.

Annexe 1 :

Extrait du Plan de Gestion 2011-2014 de la RNCC, section B : définition des objectifs et planification des opérations.

OLT	C1	Maintenir ou développer les effectifs des populations animales patrimoniales du coussoul
OP	C19	Evaluer l'état de conservation du lézard ocellé et les facteurs limitant la population
A	C19.1	Lézard ocellé : suivi, conservation et plan de restauration

Code type - CS	Priorité - 1
----------------	--------------

Problématique

Le déclin récent de la population de lézard ocellés, considérée autrefois comme l'une des plus importantes de France, implique un effort de recherche et de conservation pour en comprendre les causes et améliorer l'état de conservation de l'espèce.

Objectif de l'opération

Mettre en place un programme de suivi et de conservation du lézard ocellé, en lien avec le Plan National de Restauration en cours de rédaction.

Descriptif

Il s'agira de développer un programme d'étude du lézard ocellé afin de définir des mesures de gestion appropriées. La priorité sera notamment de mettre en place un protocole de suivi démographique adapté.

Les mesures de conservation seront également liées à l'action C141 concernant l'usage des produits antiparasitaires.

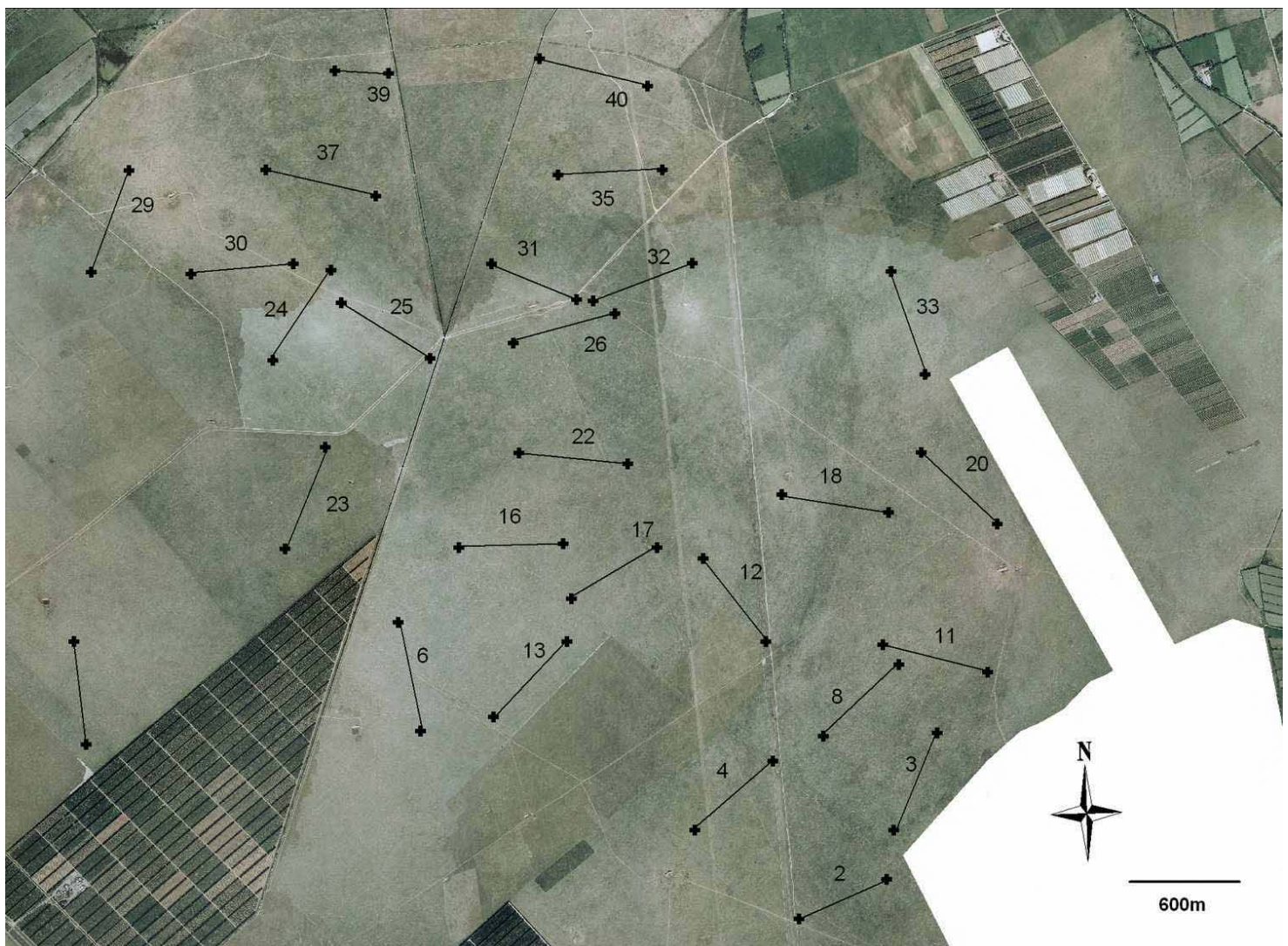
RESPONSABLE	Partenaires
CEEP	EPHE, MEEDDAT

2010				2011				2012				2013				2014			
1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
	x	x			x	x			x	x			x	x			x	x	

MOYENS HUMAINS	MOYENS SPECIFIQUES
200 j.h	Eventuellement dispositifs de suivi (ex. transpondeurs et récepteurs RFID)
Cofinancements : Plan National de Restauration (MEEDDAT), Possible co-financement dans le cadre du Docob Natura 2000 ZPS Crau	

INDICATEURS MISE EN ŒUVRE	INDICATEURS REUSSITE
Rapports de suivi	Amélioration du statut de conservation

Annexe 2 :
Cartographie des transects réalisés en *Distance sampling*



Annexe 3 :

Détails explicatifs des systèmes de transmission et de réception du signal

Système de transmission

Dans l'idéal, l'antenne de l'émetteur doit être perpendiculaire au corps de l'animal pour une meilleure réception du signal. Ainsi, les antennes sont flexibles et légèrement inclinées vers le haut. L'émetteur est entouré d'un revêtement en résine, afin de protéger le matériel électronique des dégradations pouvant être faites par l'animal (grattage par exemple) et par l'environnement (humidité).



Emetteur, avec son antenne. Pile protégée par un scotch évitant son fonctionnement.

Caractéristiques des émetteurs (données du fournisseur) :

- Modèle : Pip3, single button celled tag
- Fourni par Biotrack, Royaume-Uni
- Durée de l'impulsion: 20 ms
- Rythme de pulsation : 50 impulsions par minute (hors information température)
- Durée de vie de l'émetteur : 3 mois
- Type d'émetteur : à fixer avec harnais
- Batterie : Ag386
- Enveloppe de résine : Moyenne
- Poids : 2,68g,
- Longueur : 32 mm
- Largeur : 13 mm
- Epaisseur : 5 mm.

Gamme de distance de détection sol-sol : 200-600 m

Gamme de distance de détection Air-sol : 0.5-1,2 km

Système de réception

Le récepteur permet de détecter et d'identifier les signaux émis par l'émetteur. Les fréquences des différents émetteurs sont enregistrées au préalable. Le gain et le volume sont à modifier, en fonction de chaque fréquence, pour une meilleure réception.

L'antenne de réception (fournisseur Biotrack) se compose d'une barre principale métallique, et de 3 barres perpendiculaires flexibles. L'antenne peut donc être orientée verticalement, de sorte à obtenir le signal de façon claire, ou horizontalement pour plus de précision quand à la localisation exacte de l'émission du signal.

Matériel de réception :
récepteur, casque et
antenne



Annexe 4

Photos des pièges utilisés pour la capture des individus de lézards ocellés à équiper

Plaque en fibrociments posées le 15/02/2011, et parpaings déjà sur le site

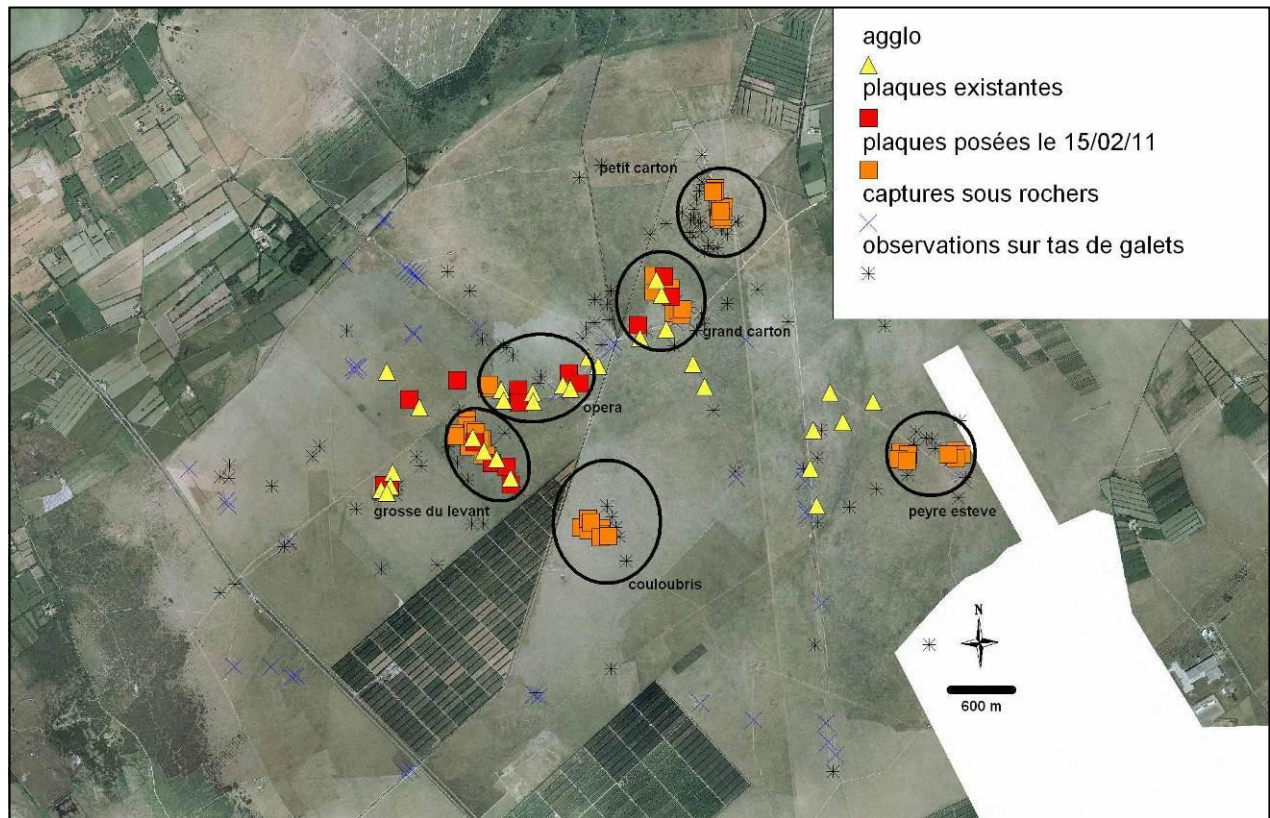


Piège 'tube' (*funnels trap*), clapet d'entrée et grillage fixé à l'autre extrémité respectivement



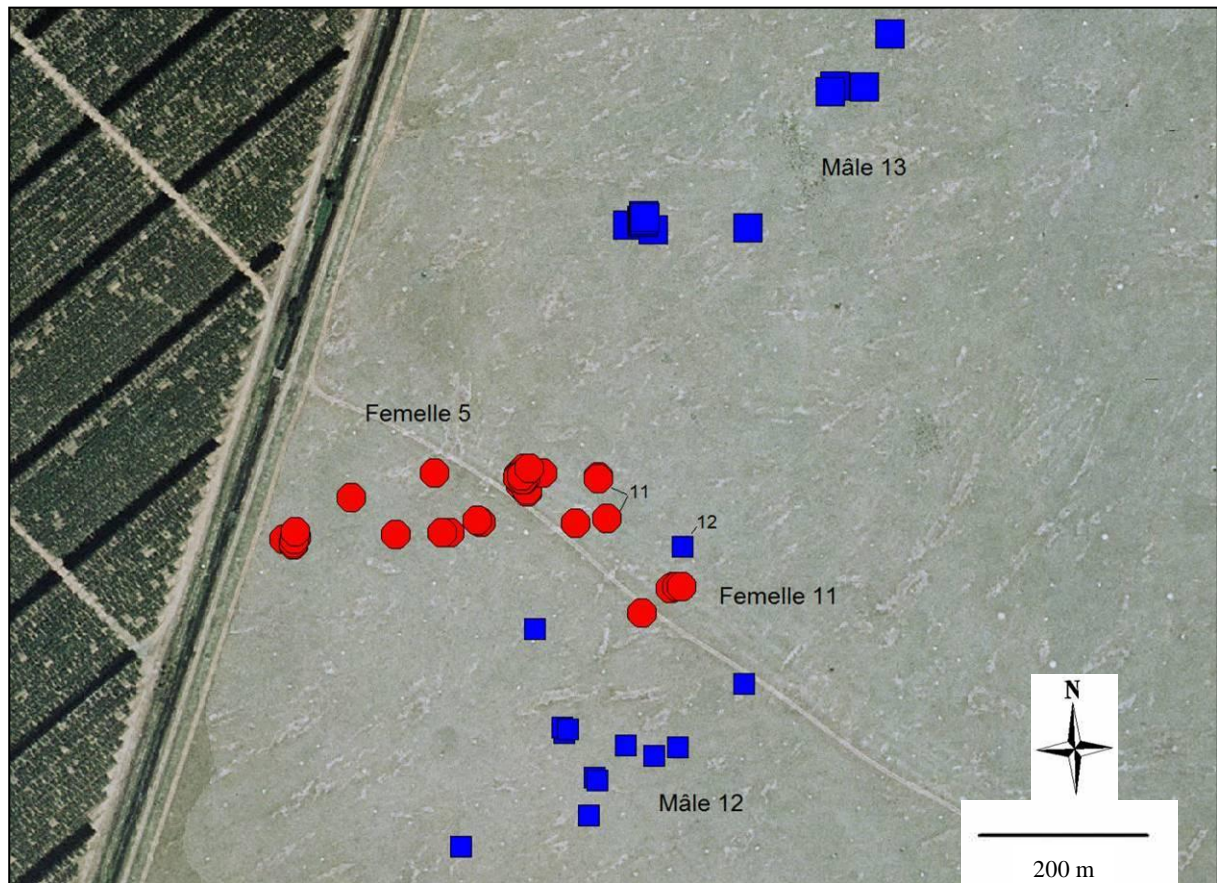
Annexe 5 :

Cartographie de la répartition des observations passées, des secteurs de captures et des plaques en fibrociments posées.



Annexe 6 :

Extrait d'une cartographie de la répartition des individus suivis en radiotracking



Illustrations

Capture et pose d'un harnais sur un individu de lézard ocellé, dans la plaine de crau.



Radiotracking



Radiotracking avec respectivement : recherche du signal grâce à l'antenne de réception, recherche au télescope des individus présents, et observation du comportement, localisation précise et mesure de la distance de fuite.

Quelques photos de la plaine de Crau ...



Suivis des tendances de population de lézard ocellé (*Timon lepidus*), dans la steppe de Crau : estimation de la probabilité de détection par radio-télémétrie

Résumé

Une espèce de reptiles sur quatre est menacée au niveau mondial. Le lézard ocellé, *Timon lepidus*, constitue un des enjeux de conservation majeure pour les reptiles en France. Pour mieux le protéger, le suivi des tendances de populations est un objectif crucial sur son aire de répartition. Un des paramètres importants à maîtriser dans les méthodes probabilistes d'estimation de taille de population est la probabilité de détecter un individu lorsque celui-ci est présent. Un suivi radio-télémétrique de 25 lézards adultes dans la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau, du 05/04 au 31/05/2011 a été réalisé pour estimer cette *disponibilité* des animaux pour l'observateur. Elle est influencée par la température et la vitesse du vent ($AIC=469.6$), elle ne montre pas de variation journalière ($p=0.262$), et atteint 45% dans les conditions météorologiques optimales. Ce modèle a été utilisé pour calculer la probabilité de détection $G(0)$ correspondant à la période de réalisation de 27 transects d'avril à mai 2011 ($G(0)=0.357$, $SE=0.059$), qui a nourri le modèle d'analyse en *Distance Sampling* des données issues des transects. La densité de population de *T. lepidus* est estimée à 8.5 ind/km² (5.2-13.7 ind/km²). Le coefficient de variation (24.5%) pourrait être réduit par la manière de rechercher les animaux et l'orientation des transects. Cette estimation est la première réalisée en Crau et offre à la Réserve Naturelle un outil pour suivre à long terme les tendances de population.

Mots clés : Lézard ocellé, *Distance sampling*, probabilité de détection, Radiotracking, densité de population, steppe de Crau.