

# Suivis de la population de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*) de la zone humide Le Plan – Année 2023



Février 2024



# Suivis de la population de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripès*) de la zone humide Le Plan - Année 2023

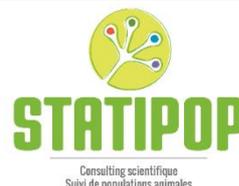
## Prestataires :

### Statipop

54 place de l'église

34190 Cazilhac

EI : SIREN 800 610 529 0004



### Fauna studium

Les Jardins de Toscane, 42 chemin Saint-Marc

06130 Grasse

EI : SIRET 921 251 815 00012



## Commanditaire :

### Parc Naturel du Luberon

60, place Jean-Jaurès

BP 122

84404 Apt Cedex



## Équipe de terrain 2023 :

- Fauna studium :

Julien RENET – Chargé de mission herpétologie

- PNRL :

Jérôme BRICHARD – Chargé de mission zones humides & Natura 2000 « Le Calavon et l'Enchrême »

Julien BAUDAT – Chargé de mission Faune du PNR Luberon

Lilian CAR – Chargé de mission forêt et Natura 2000

Paul CAYUELA - Service civique zones humides

Gaëtan MADELINE – Service civique avifaune

- Les bénévoles :

Robin LHUILLIER

Nicolas FUENTO

Elfie LOUBINOX

Arthur BRICHARD

**Date de réalisation de l'étude :** Mars 2023 à Novembre 2023

**Date de rédaction du rapport :** 19 février 2024

**Photo de couverture :** Mare du Plan et Pélobate cultripède © D. TATIN | ORBISTERRE

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier des partenaires suivants :



Référence à citer pour ce rapport :

Priol P. & Renet J. 2023. Suivis de la population de Pélobate cultripède (Pelobates cultripes) du Plan dans le parc naturel régional du Lubéron. Rapport pour le PNR, StatiPOP, Fauna studium, 21p.

# Sommaire

<b>1. Contexte de l'étude .....</b>	<b>4</b>
<b>2. Méthodes .....</b>	<b>4</b>
2.1. Présentation du site d'étude.....	4
2.2. Protocoles de suivis.....	5
<b>3. Analyses statistiques.....</b>	<b>7</b>
3.1. Test d'hypothèses de fermeture .....	7
3.2. Hétérogénéité de capture.....	7
3.3. Dynamique saisonnière de population .....	7
3.3.1. Robust-design Pradel Survival and Seniority .....	7
3.3.2. Robust-design Pollock .....	9
<b>4. Résultats.....</b>	<b>10</b>
4.1. Données brutes.....	10
4.2. Modélisation sur l'ensemble de la période.....	11
4.2.1. Robust-design Pradel Survival and Seniority .....	11
4.2.2. Robust-design Pollock .....	16
<b>5. Discussion .....</b>	<b>17</b>
5.1. Effectifs et dynamique de population .....	17
5.1.1. Probabilité de capture .....	17
5.1.2. Estimation d'abondance .....	17
5.1.3. Survie et recrutement .....	18
<b>6. Conclusion et perspectives.....</b>	<b>19</b>
<b>7. Références bibliographiques citées .....</b>	<b>20</b>

# 1. Contexte de l'étude

Un suivi par Capture-Marquage-Recapture a été initié par le Parc Naturel Régional du Luberon (PNRL) et le Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CEN PACA) en 2019, avec pour objectifs d'étudier la dynamique d'une population de Pélobate cultripède (*Pelobate cultripes*), ainsi que les impacts des mesures de gestion entreprises, sur La zone humide « Le Plan ».

Ce suivi fait suite à un programme de plus grande ampleur sur l'« Etude en faveur de la préservation / restauration des mares et réseau mares de la trame turquoise du bassin versant du Calavon » initié en 2018 dans le cadre de l'appel à projet « eau et biodiversité » soutenu par l'Agence de l'Eau et la Région Sud. Il visait la définition d'une stratégie de préservation/restauration des mares du bassin versant du Calavon et le maintien/rétablissement de la circulation des espèces d'amphibiens au sein de ce réseau (CEN PACA & PNR Luberon, 2022). Le Pélobate cultripède avait été choisi comme espèce porte drapeau.

Le présent rapport s'intéresse à l'étude démographique de la population du Plan réalisée entre 2019 et 2021, poursuivi en 2023 dans le cadre de la 1<sup>ère</sup> tranche du programme d'actions en faveur de la préservation / restauration des mares du bassin versant du Calavon, lauréat de l'appel à projet « eau et biodiversité ». Il reprend le suivi réalisé, détaille les analyses statistiques, présente les résultats et les perspectives de suivis à envisager dans le futur.

## 2. Méthodes

### 2.1. Présentation du site d'étude

Le site du Plan est localisé sur la commune d'Oppède (43° 51' 27", 5° 09' 09"). Il fait partie du site Natura 2000 « Le Calavon et l'Enchrème » ainsi que de l'Espace Naturel Sensible « Les zones humides du Calavon aval ». La zone d'étude couvre 14,5 ha et se compose d'une ancienne gravière en bordure du Calavon entourée de terres agricoles. La partie cultivée des terres agricoles est caractérisée par des cultures de vignes et de lavandes sur un sol meuble qui favorise la persistance d'une population importante de *P. cultripes*, isolée géographiquement (Renet *et al.*, 2023). Le site est traversé par une route départementale séparant au nord un secteur de vignes du sud abritant le site de reproduction, des friches, d'anciennes vignes et un champ de lavande. Le site de reproduction, non permanent, a été assec aux printemps 2018 et 2022 et durant les automnes 2019, 2021 et 2022. Face à la précarité du site de reproduction, des aménagements (surcreusement de deux mares à l'intérieur du plan d'eau assec) ont été effectués en hiver 2022 afin d'améliorer la mise en eau du site (Fig. 1).



**Figure 1** : Surcreusement de deux mares dans le site de reproduction de la population de *Pelobates cultripes* du Plan en décembre 2022 (photo 1 & 2), submergées au printemps 2023 (photo 3) © PNRL, Jérôme Brichard.

## 2.2. Protocoles de suivis

Les campagnes de CMR se sont déroulées sur trois années consécutives entre 2019 et 2021 pour constituer un état initial puis en 2023 au titre de la 1<sup>ère</sup> année de suivi. Ces sessions se sont étalées entre mars et novembre correspondant à la période d'activité de l'espèce (Duguet & Melki, 2003). Chaque session de capture est uniformisée au sein d'une même nuit, basée sur un effort de deux à trois visites de recherche active aléatoire couvrant la totalité du site (les périodes d'arrêt pour le marquage des individus ayant été décomptées) séparées les unes des autres de 30 minutes. Les animaux actifs sont repérés de nuit à l'aide de lampes torches, soit à leurs yeux scintillants dans le faisceau lumineux, soit à la forme de leur corps. Chaque animal localisé était :

- sexé à partir de la présence d'un coussinet glandulaire sur la face dorsale du bras chez les mâles,
- mesuré (longueur museau-cloaque ou SVL) à l'aide d'un pied à coulisse (Wiha dialMax, précision de 0,1 mm),
- pesé à l'aide d'une balance à ressort (100 g, précision de 0,3 g ; Pesola),
- âgé selon deux classes d'âge sur la base de l'analyse squelettochronologique de Leclair *et al.* 2005, qui considèrent les adultes matures comme les individus ayant une SVL  $\geq 40$  mm et les juvéniles comme ceux avec une SVL allant de 34 à 39 mm,
- marqué pour les individus  $\geq 34$  mm à l'aide de transpondeurs sous-cutanés de 1,4 x 9 mm conditionnés dans une aiguille stérile (Biolog-id),
- photographié au niveau des motifs dorsaux et relâché immédiatement sur place (cf Fig.. 2).

Le poids des PIT-tags était de 0,03 g, représentant 0,09 % (intervalle 0,04-0,60 %) de la masse corporelle moyenne des crapauds. Les puces étaient contrôlées par un lecteur portatif RFID RS100 V8 (Biolog-ID SAS, Bernay, France) qui permet une lecture des transpondeurs sans manipulation de l'animal en cas de recapture. Ce procédé de marquage ne présente aucun impact sur la probabilité de capture et la survie des individus (Perret & Joly, 2002), il s'est avéré fiable et non impactant au cours

de cette étude (Renet *et al.* 2021). Toutes les captures ont été réalisées sous autorisations préfectorales.

Le temps de prospection a été divisé par le nombre d'observateurs présents sur le site d'étude. Durant le marquage des individus, le chronomètre est suspendu. Il est réactivé avec le retour à la prospection.



**Figure 2:** Suivi démographique et mesures biométriques de *Pelobates cultripipes*. © Cindy Monnet. A) *Pelobates cultripipes* ; B) *P. cultripipes* s'enfouissant dans le sol meuble ; C) insertion du transpondeur (PIT-tag) le long du fémur ; D) Prise en photo des motifs corporels dorsaux ; E) mesure de la SVL à l'aide d'un pied à coulisse ; F) mesure du poids à l'aide d'un peson.

Le site d'étude couvrant un rayon de trois cent mètres autour de la mare du Plan, il a été divisé en deux secteurs sur lesquels ont été effectuées de 2019 à 2021, trois sessions de capture de 45 minutes sur chaque d'eux (soit trois sessions de 1h30 sur l'ensemble du site) par deux équipes de deux personnes. En 2023, la pression de prospection a été réduite à deux sessions conformément aux préconisations données pour optimiser le protocole de suivi (Priol, 2022).

Un total de 41 sessions ont été effectuées sur le site du Plan, 9 en 2019, 11 en 2020, 10 en 2021 et 11 en 2023.

**Tableau 1 :** Effort de capture saisonnier (nombre de session de capture) sur le site du Plan entre 2019 et 2023.

Effort de capture	2019		2020		2021		2023	
	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne
Nombre de nuits de capture	4	5	6	5	5	5	5	6
Dates	Avril (2, 3, 11, 23)	Septembre (23) Octobre (1, 15, 18) Novembre (4)	Mars (23) Avril (2, 11, 19, 21, 28)	Septembre (24) Octobre (2, 6, 23, 10)	Février (23) Mars (6) Avril (10, 11, 26)	Octobre (4, 5, 19, 20, 30)	Mars (13, 19, 25) Avril (12 et 23)	Octobre (19, 20, 24, 25) Novembre (12 et 14)

## 3. Analyses statistiques

### 3.1. Test d'hypothèses de fermeture

Les modèles utilisés considérant les sessions intra-saisonnières fermées, un test d'hypothèse de fermeture de population (Stanley & Burnham 1999), a été réalisé (sessions intra-nocturnes ayant été fusionnées) avant modélisation en utilisant le programme CloseTest (Stanley & Richards, 2011) afin de vérifier la validité de cette hypothèse. Ces tests valident l'hypothèse de fermeture pour quatre des huit saisons sur le site du Plan ( $X^2_{\text{printemps2019}} = 6,50$ ,  $p = 0,16$ ;  $X^2_{\text{automne 2019}} = 28,52$ ,  $p = 0,00$ ;  $X^2_{\text{printemps 2020}} = 34,48$ ,  $p = 0,00$ ,  $X^2_{\text{automne2020}} = 10,52$ ,  $p=0,10$ ,  $X^2_{\text{printemps2021}} = 10,66$ ,  $p = 0,06$ ,  $X^2_{\text{automne2021}} = 8,17$ ,  $p = 0,15$ ;  $X^2_{\text{printemps2023}} = 14,51$ ,  $p = 0,02$ ;  $X^2_{\text{automne 2023}} = 19,48$ ,  $p=0,007$ ), nous permettant d'utiliser les modèles Robust-Design envisagés.

### 3.2. Hétérogénéité de capture

Avant modélisation des probabilités de capture et recapture, les données ont été analysées par saison (en regroupant les sessions intra-nuits en une information) sous le logiciel MARK (White & Burnham 1999) à l'aide du programme CAPTURE (Otis *et al.*, 1978) afin d'examiner l'éventuelle présence d'hétérogénéité de capture (différence de probabilité de capture entre les individus de sexe ou d'âge différents par exemple) ou de trap-dépendance (fuite ou attractivité suite à la première capture) dans les données. La procédure de sélection de modèle n'a révélé aucune trap-dépendance dans les probabilités de capture des individus. Les paramètres de probabilité de capture et de recapture ont donc pu être considérés égaux pour simplifier les modèles.

### 3.3. Dynamique saisonnière de population

Le cycle d'activité étant bi-phasique chez cette espèce (Duguet & Melki, 2003, Jakob *et al.*, 2003), voir même tri-phasique sur certains sites (Duguet, 2022), les sessions ont été regroupées en deux périodes pour les analyses, mars à avril pour une période de reproduction printanière et de septembre à novembre pour une période de reproduction automnale. Seuls les adultes ont été considérés dans les modèles statistiques pour un meilleur respect des hypothèses des modèles (notamment l'identité entre les individus de la probabilité de survie et des probabilités de capture), les juvéniles présentant souvent une survie et une probabilité de capture différentes des adultes. Pour ces analyses, les données intra-nuits ont été regroupées en une information unique pour ne constituer qu'une session par nuit.

#### 3.3.1. Robust-design Pradel Survival and Seniority

Les données ont été analysées à l'aide de Modèles dits de "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996, Pradel *et al.* 2009), basés sur deux séries temporelles d'échantillonnage

emboîtées l'une dans l'autre, à l'aide du logiciel MARK (White & Burnham 1999), pour lesquelles les périodes secondaires (sessions intra-saisonnières) sont considérées fermées (hypothèses validées en partie par le test d'hypothèse de fermeture ci-dessus) et les périodes inter-saisonnières dites primaires, sont considérées ouvertes aux échanges, entrées et sorties. Ces modèles Robust-design considérés, permettent de modéliser les probabilités de capture, la survie apparente annuelle (la probabilité qu'un individu survive et reste sur le site d'une saison à l'autre) et la séniorité (probabilité qu'un individu présent une saison l'ait déjà été la saison précédente). La séniorité nous permet par conséquent d'obtenir indirectement le taux de recrutement saisonnier (1-séniorité). Ces modèles permettent également des estimations d'effectifs par saison.

#### Taux de capture et de recapture (p et c)

Afin de minimiser le nombre de paramètres, le nombre de données étant relativement limité, nous avons considéré les taux de capture et de recapture identiques. Cette hypothèse est crédible puisqu'aucune trap-dépendance n'a été détecté à l'échelle de la saison (voir ci-dessus). Nous avons comparé des modèles pour lesquels ces taux étaient variables selon la saison (noté « saison » dans les modèles), la session (session), variable selon la saison et le sexe (saison + sexe), la session et le sexe (session + sexe), variable selon la saison et l'année (saison + an), la session et l'année (session + an), variables selon la saison, le sexe et l'année (saison + sexe + an) ou la session, le sexe et l'année (session + sexe + an).

#### Probabilité de survie (S) et de séniorité (G)

Nous avons comparé des modèles pour lesquels ces probabilités étaient constantes (.), variables selon l'année (an), la saison (saison), la période printanière ou automnale (P/A), variable selon le sexe (sexe), ou variables selon diverses combinaisons de ces effets (saison + sexe ; saison + an, saison \* sexe ; saison \* sexe + an ; P/A + sexe ; P/A + an ; P/A \* sexe ; P/A \* sexe + an).

#### Nombre d'individus manqués (fo)

Nous avons considéré le nombre d'individus manqués dans la population dépendant de la saison en interaction avec le sexe (saison\*sexe).

Le nombre de modèles utilisant toutes les combinaisons possibles étant très important (1352 modèles), nous avons procédé par étapes. Nous avons d'abord testé le modèle le plus complexe, et simplifié les co-variables sur les probabilités de capture/recapture. Puis, en gardant le(s) meilleur(s) modèle(s) sur la probabilité de capture, nous avons testé les différentes hypothèses sur la séniorité puis sur la survie. 31 modèles ont ainsi été ajustés pour le site du Plan dans Mark, à l'aide d'algorithmes de maximum de vraisemblance et comparés selon le critère d'Aikaike corrigé pour les petits effectifs (AICc) (Burnham & Anderson, 2002). Comme plusieurs modèles étaient équivalents ( $\Delta AICc < 2$ ), le poids d'AIC et une procédure de « model averaging » (moyenne des estimations des modèles pondérées par

la pertinence relative des modèles) ont été utilisés afin d'obtenir les estimations moyennes (Burnham & Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées  $\pm$  leur intervalle de confiance à 95%.

### 2.3.2. Robust-design Pollock

Les données ont également été analysées à l'aide de Modèles dits "Robust-design de Pollock" (Pollock *et al.*, 1990 ; Kendall *et al.* 1997) avec le logiciel MARK (White & Burnham 1999). Ces modèles de type « Robust-design » permettent de considérer que certains individus ne sont pas disponibles à la capture lors de certaines sessions car considérés comme absent de la zone d'étude, ils sont appelés émigrants temporaires. Ce choix est justifié par le fait que tous les individus ne sont pas nécessairement présents sur les sites de reproduction aux deux saisons de reproduction chez l'espèce étudiée (Priol, 2015) et que la moitié des sessions ne répondent pas aux tests d'hypothèse de fermeture de population. Il existe deux paramètres différents pour décrire ces phénomènes d'émigration temporaire.  $Y'$  qui représente la probabilité qu'un pélobate immigrer vers la zone d'étude alors qu'il n'était pas présent à la saison d'avant et  $Y''$  qui représente la probabilité d'émigrer pour un pélobate qui était présent la saison d'avant.

Nous avons repris les variables retenues sur le meilleur modèle de Pradel précédent soit  $F_0(\text{saison} * \text{sexe})$ ,  $p(\text{session} + \text{sexe} + \text{an})$  et  $S(P/A * \text{sexe} + \text{an})$  et avons modélisé les nouveaux paramètres d'émigration temporaire.

#### Probabilité d'émigration ( $Y''$ ) et d'immigration ( $Y'$ )

Nous avons comparé des modèles pour lesquels ces probabilités étaient constantes (.), variables selon la période printanière ou automnale (P/A), variable selon le sexe (sexe), variables selon la saison (saison) ou variables selon la période saisonnière et le sexe (P/A + sexe) ou la saison et le sexe (saison + sexe).

Nous avons également procédé par étapes pour la construction des modèles. Nous avons d'abord testé sur le modèle le plus complexe les co-variables sur les probabilités d'émigration  $Y''$  puis tester les hypothèses sur la probabilité d'immigration  $Y'$ , sur le meilleur modèle obtenu. 15 modèles ont ainsi été ajustés pour le site du Plan, dans Mark, à l'aide d'algorithmes de maximum de vraisemblance et comparés selon le critère d'Aikaike corrigé pour les petits effectifs (AICc) (Burnham & Anderson, 2002). Lorsque plusieurs modèles étaient équivalents ( $\Delta AICc < 2$ ), le poids d'AIC et une procédure de « model averaging » (moyenne des estimations des modèles pondérées par la pertinence relative des modèles) ont été utilisés afin d'obtenir les estimés moyens (Burnham & Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées  $\pm$  leur intervalle de confiance à 95%.

## 4. Résultats

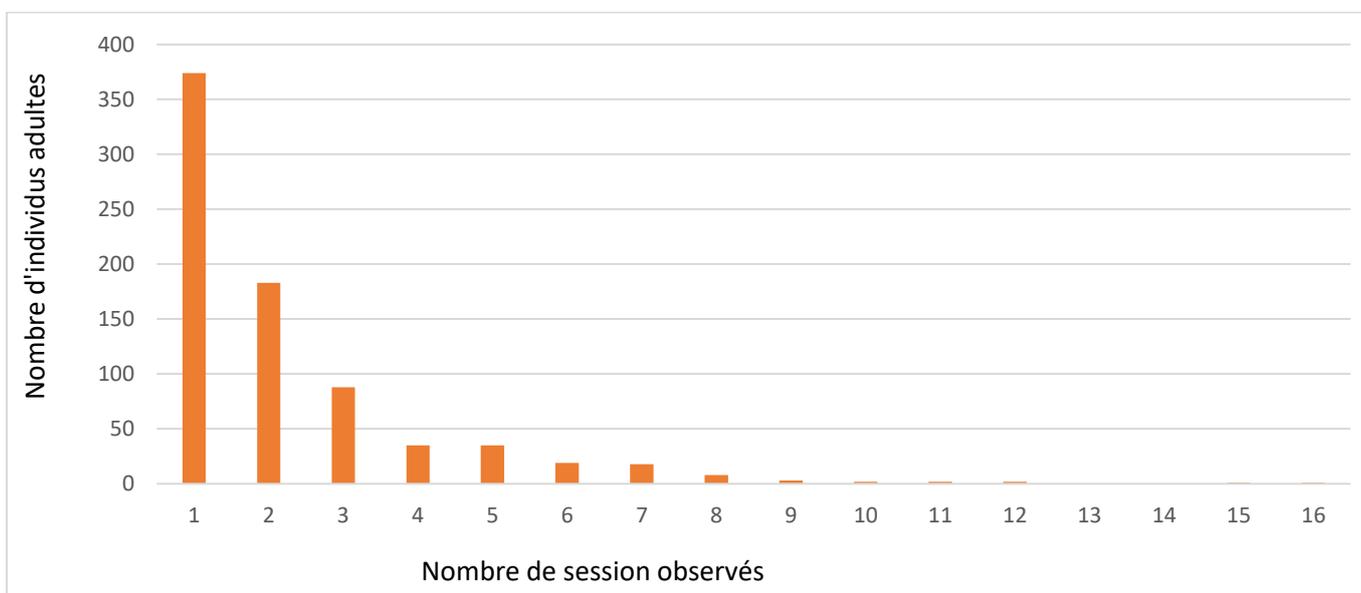
### 4.1. Données brutes

Le jeu de données du Plan consiste en 2631 captures (1361 de femelles, 1058 de mâles et 212 de juvéniles) réparties sur 112 sessions (30\*3 + 11\*2 sessions intra-nuits) et de 907 individus différents (404 femelles adultes, 367 mâles adultes et 136 immatures). En regroupant les sessions intra-nocturnes, le jeu de données sur 41 nuits consiste en 1942 captures (969 femelles, 775 mâles et 198 immatures).

Les individus juvéniles, 183 au total (136 immatures + 30 réobservés adultes) ont principalement été observés une seule fois, 116 individus ont été marqués en 2019, 48 en 2020, 10 en 2021 et 9 en 2023.

Sur les 116 juvéniles marqués en 2019, 26 ont été réobservés adultes les années suivantes (22%). Sur les 48 individus juvéniles marqués en 2020, 7 ont été réobservés adultes les années suivantes (15%) et sur les 10 individus juvéniles marqués en 2021, un seul a été réobservé adulte en 2023 (10%).

Concernant les individus adultes, sur ces 41 sessions, 374 des 771 adultes ont été observés une seule fois (49%), 183 deux fois (24%), 88 trois fois (11%), 35 quatre et cinq fois (5%) et quelques individus jusqu'à 16 fois (Fig. 3).



**Figure 3** : Nombre de sessions durant lesquelles les 771 individus adultes marqués sur le Plan, ont été observés entre 2019 et 2023.

Les sessions ont permis l'observation de six à 117 individus adultes. Chaque saison a permis l'observation de 147 à 303 individus adultes (Fig. 4).

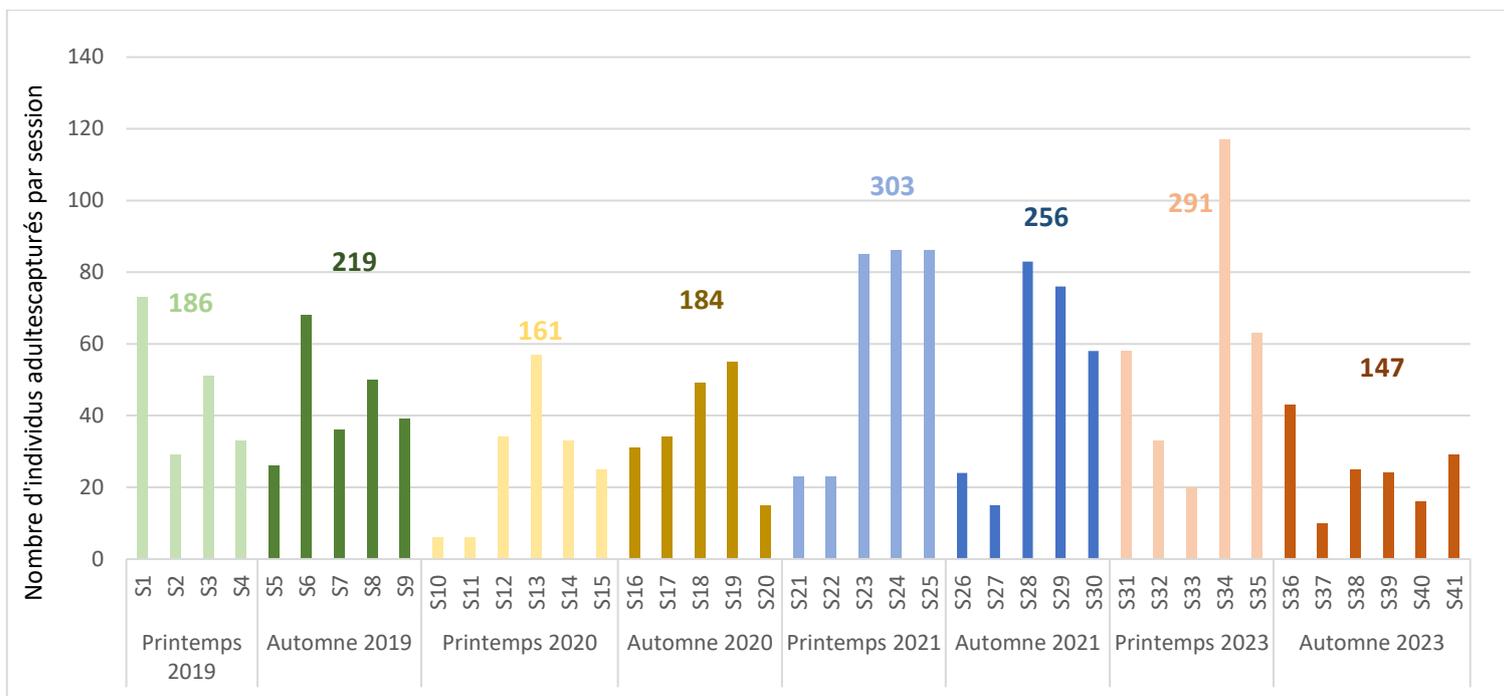


Figure 4 : Nombre d'individus adultes observés par session sur le site du Plan entre 2019 et 2023.

## 4.2. Modélisation sur l'ensemble de la période

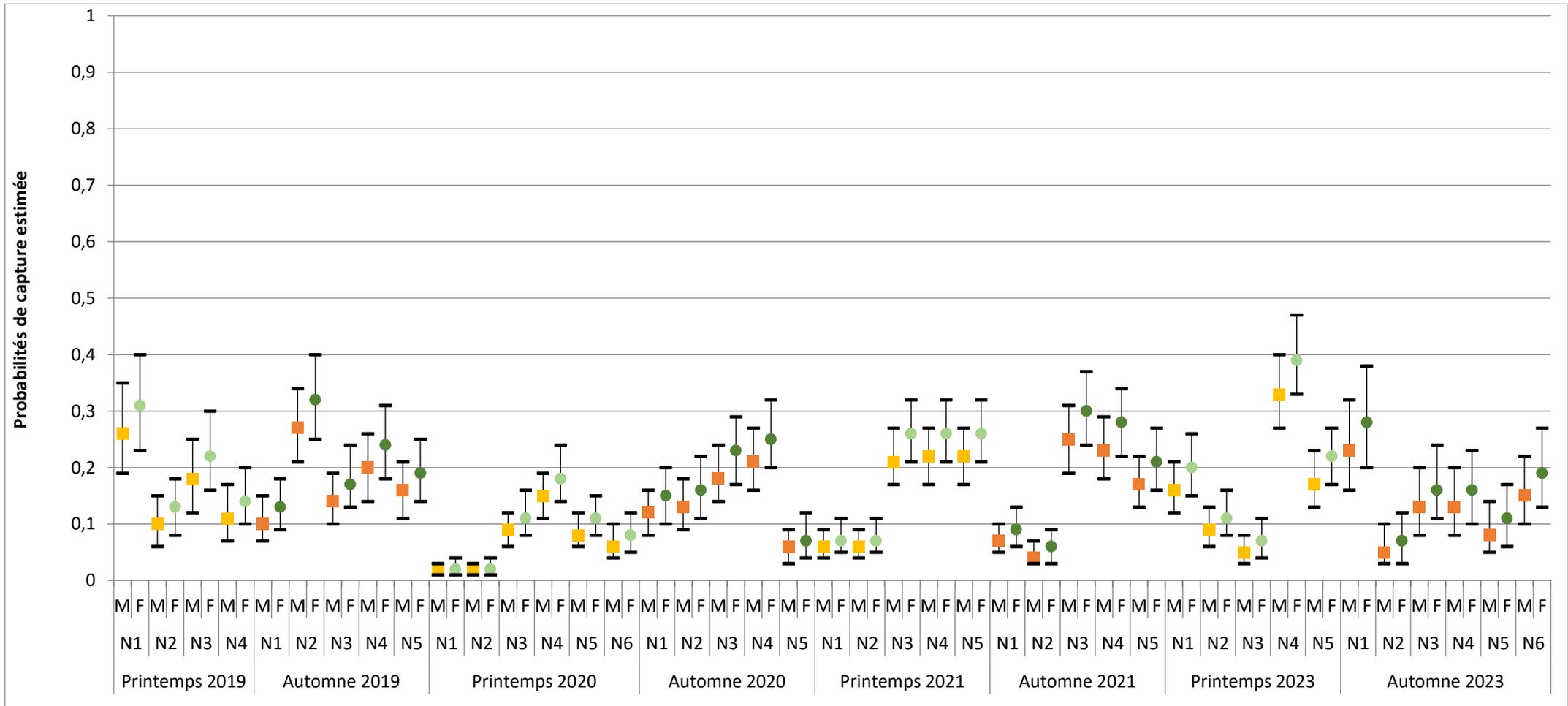
### 4.2.1. Robust-design Pradel Survival and Seniority

A l'issue de la procédure de sélection de modèle Pradel Survival and Seniority, un modèle est considéré meilleur ( $\Delta AICc < 2$ ) et représente 0,51 du poids d'Akaike (Tab. 2). Ce modèle considère une probabilité de capture fonction de la session, du sexe et de l'année, une probabilité de survie dépendante de la période considérée (printemps ou automne) en fonction du sexe et de l'année et une probabilité de séniorité dépendante de la saison en fonction du sexe et de l'année.

Tableau 2 : Dix premiers modèles "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996) pour la population de Pélobate cultripède du Plan, ajustés et classés selon le critère Akaike (AICc).

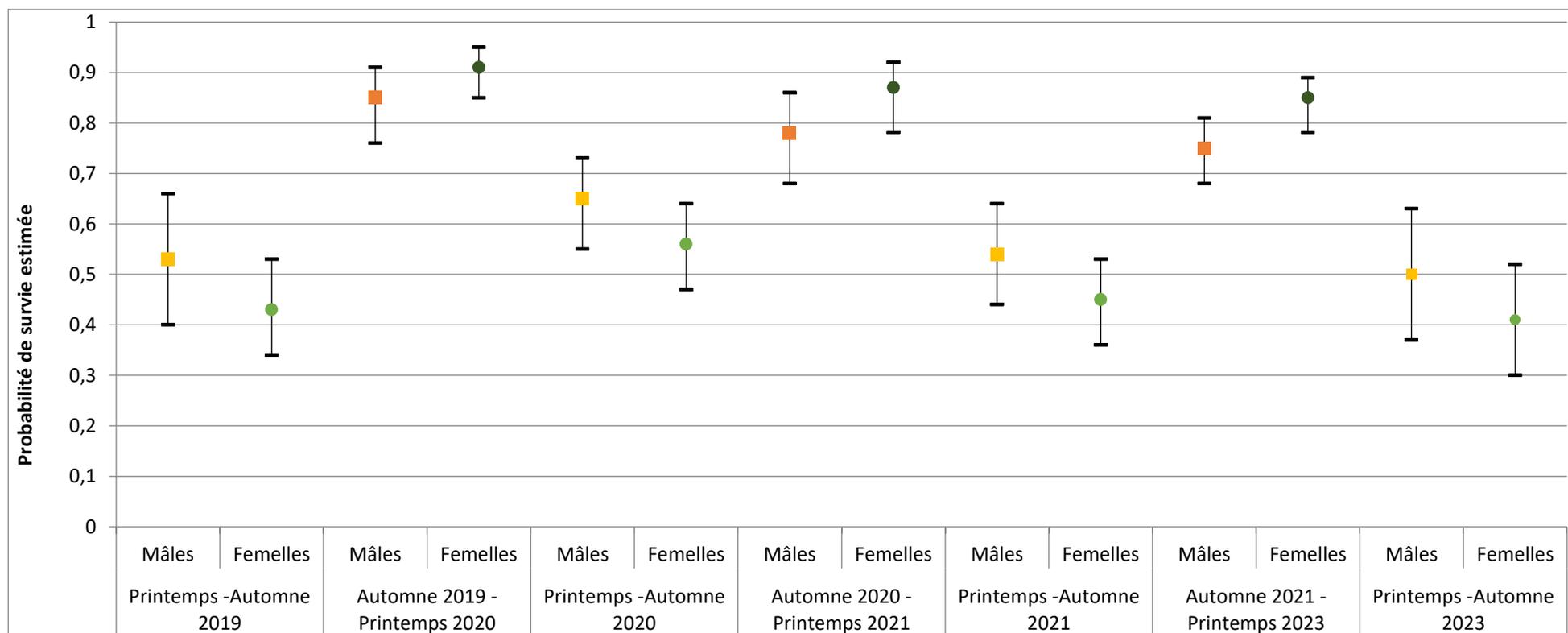
Modèle	AICc	$\Delta AICc$	Poids AICc	Nombre de paramètres
<b>S(P/A*sex+an) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)</b>	<b>2984.73</b>	<b>0.00</b>	<b>0.51</b>	<b>78</b>
S(P/A+an) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2987.05	2.31	0.16	76
S(saison) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2988.38	3.65	0.08	78
S(saison+an) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2988.38	2.65	0.08	78
S(saison*sex+an) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2988.84	4.10	0.07	84
S(saison+sex) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2990.57	5.83	0.03	79
S(saison*sex+an) G(saison*sex+an) p=c(session+sex) Fo(saison*sex)	2990.76	6.02	0.03	85
S(saison*sex) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2990.76	6.02	0.03	85
S(P/A) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2992.86	8.13	0.01	74
S(P/A+sex) G(saison*sex+an) p=c(session+sex+an) Fo(saison*sex)	2994.96	10.22	0.00	75

Les probabilités de capture estimées varient en fonction des sessions de capture, de l'année et du sexe des individus (Fig. 5). En moyenne autour de 0,16, elles varient entre 0,06 (IC 0,03 – 0,09) et 0,39 (IC 0,33 - 0,47) et sont systématiquement à peine plus importantes pour les femelles que pour les mâles. La présence d'une session supplémentaire au printemps 2020 ou en automne 2023 n'a pas eu de conséquence sur l'efficacité de capture (Fig. 5), de même que le retrait d'une session nocturne sur l'ensemble des sessions de 2023.



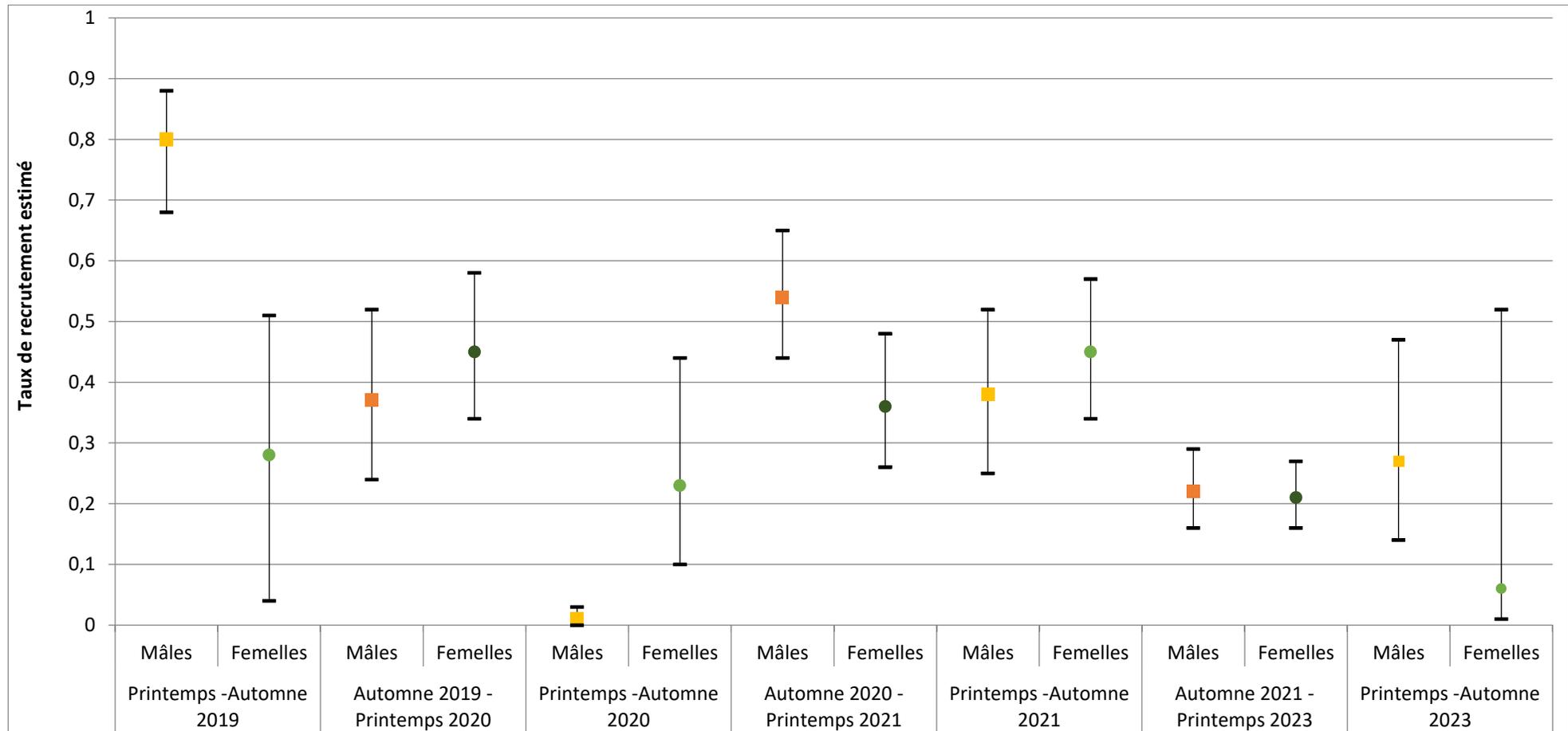
**Figure 5 :** Probabilités de captures saisonnières estimées par les modèles "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996) pour la population de Pélobate cultripède du Plan entre 2019 et 2023.

Les probabilités de survie estimées varient en fonction des périodes (P/A), du sexe des individus et de l'année (Fig. 6). En moyenne estimées à 0,69 (IC 0,67 – 0,72), elles sont significativement plus importantes en hiver (transition entre l'automne et le printemps) estimées à 0,82 (IC 0,77 – 0,86), qu'en été (transition entre le printemps et l'automne) où elles sont estimées à 0,52 (IC 0,47 – 0,57).



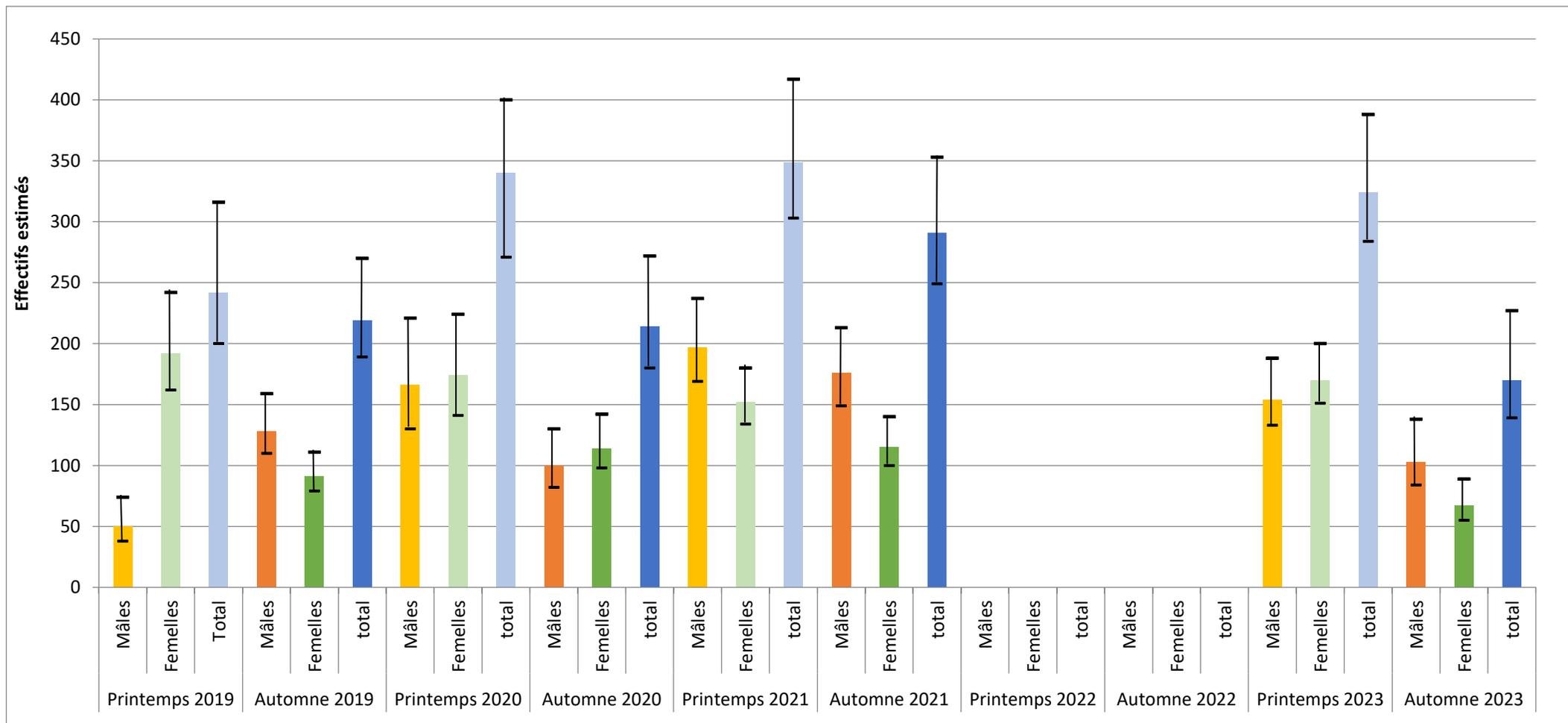
**Figure 6** : Probabilités de survies saisonnières estimées par les modèles "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996) pour la population de Pélobate cultripède du Plan entre 2019 et 2023.

La procédure de sélection de modèle montre un effet de la saison en fonction du sexe et de l'année sur la probabilité de séniorité. Le taux de recrutement calculé à partir de ces estimations est en moyenne de 0,33 (IC 0,23 – 0,48), estimé autour de 0,32 (IC 0,28 – 0,36) pour les mâles et de 0,28 (0,22 – 0,35) pour les femelles. Il varie selon les saisons sans similarité d'une année à l'autre (Fig. 7).



**Figure 7** : Probabilités de recrutement saisonnières estimées par les modèles "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996) pour la population de Pélobate cultripède du Plan entre 2019 et 2023.

Les estimations montrent des effectifs saisonniers en augmentation au cours de la première période d'étude puis en légère diminution en 2023, surtout en automne (Fig. 8). Les effectifs totaux saisonniers, sont plus importants au printemps qu'à l'automne avec des sex-ratios tantôt en faveur des femelles (printemps 2019), tantôt à l'équilibre (Printemps et automne 2020, printemps 2023) et tantôt en faveur des mâles (Automne 2019 et 2023, printemps et automne 2021).



**Figure 8 :** Effectifs saisonniers estimés par les modèles "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996) pour la population de Pélobate cultripède du Plan entre 2019 et 2023.

#### 4.2.2. Robust-design Pollock

A l'issue de la procédure de sélection de modèle Pollock, plusieurs modèles sont considérés équivalents ( $\Delta AICc < 2$ ) et représente 0,90 du poids d'Akaike (Tab. 3). Ces modèles considèrent une probabilité d'émigration dépendante de la période saisonnière et une probabilité d'immigration dépendante de la période saisonnière ou la saison et du sexe.

**Tableau 3 :** Dix premiers modèles "Robust-design Pollock" (Pollock et al. 1990) pour la population de Pélobate cultripède du Plan, ajustés et classés selon le critère Akaike (AICc).

Modèle	AICc	$\Delta AICc$	Poids AICc	Nombre de paramètres
<b>S(P/A *sex+an) Y''(P/A) Y'(A/P+sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)</b>	<b>-112,80</b>	<b>0,00</b>	<b>0,26</b>	<b>69</b>
<b>S(P/A *sex+an) Y''(.) Y'(saison+sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)</b>	<b>-112,62</b>	<b>0,18</b>	<b>0,24</b>	<b>68</b>
<b>S(P/A *sex+an) Y''(P/A) Y'(saison+sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)</b>	<b>-112,37</b>	<b>0,43</b>	<b>0,21</b>	<b>69</b>
<b>S(P/A *sex+an) Y''(P/A) Y'(A/P) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)</b>	<b>-112,02</b>	<b>0,78</b>	<b>0,18</b>	<b>68</b>
S(P/A *sex+an) Y''(.) Y'(A/P+sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-109,41	3,40	0,05	69
S(P/A *sex+an) Y''(.) Y'(A/P) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-107,97	5,93	0,02	68
S(P/A *sex+an) Y''(sex) Y'(saison +sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-106,88	5,94	0,01	71
S(P/A *sex+an) Y''(.) Y'(saison) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-105,10	7,71	0,01	72
S(P/A *sex+an) Y''(.) Y'(sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-104,20	8,61	0,01	70
S(P/A *sex+an) Y''(P/A) Y'(sex) p=c(saison+sex+an) Fo(saison*sex)	-100,20	12,60	0,00	72

Les estimations de probabilités d'émigration sont en moyenne estimées à 0,22 (IC 0,17 – 0,29), à 0,42 (IC 0,28 – 0,58) entre le printemps et l'automne suivant et 0,19 (IC 0,07 – 0,40) entre l'automne et le printemps suivant. Les estimations de probabilités d'immigration pour les individus qui étaient sortis de la zone, entre l'automne et le printemps suivant sont de 0,58 (IC 0,27 – 0,84) et entre le printemps et l'automne suivant de 0,98 (IC 0,96 – 1). Autrement dit, un individu a beaucoup plus de chance d'être contacté au printemps qu'à l'automne. Avec de plus forts taux pour les mâles que les femelles (pas de différence significative).

## 5. Discussion

### 5.1. Effectifs et dynamique de population

#### 5.1.1. Probabilité de capture

Les probabilités de capture sont variables d'une session à l'autre et varient également en fonction du sexe de l'individu. Elles sont estimées en moyenne autour de 16% par nuit sur le site du Plan et varient entre 2 et 39%. Elles sont systématiquement supérieures pour les femelles sans que cela ne soit significatif. Ces taux sont strictement équivalents à ceux estimés pour la même espèce, sur un site suivi selon le même protocole sur le littoral atlantique français (Priol, 2015). De plus, la suppression d'une session intra-nocturne ne semble pas avoir diminué la probabilité de capture nocturne en 2023, ce qui est en accord avec l'optimisation du protocole préconisé lors des dernières analyses (Priol, 2022).

Ces taux de capture sont comparables, bien qu'inférieurs, à ceux d'autres études réalisées sur divers autres amphibiens comme *Litoria aurea* ( $p=0,19$ ) (Hamer & Mahony, 2007), *Bombina variegata* ( $p=0,16$ ) (Astruc *et al.*, 2014), ( $p$  entre 0,2 et 0,60) (Cayuela *et al.* 2016a, 2016b, 2017), *Bufo bufo* ( $p=0,20$  pour les femelles et  $p=0,40$  pour les mâles) (Loman & Madsen, 2010), la Salamandre *Cryptobranchus alleganiensis* ( $p=0,24$ ) (Unger *et al.*, 2012), bien que ces divers taux de capture proviennent majoritairement de suivis réalisés sur les sites aquatiques pendant la période de reproduction.

Ces faibles taux de capture et les taux de migration plutôt élevés d'une saison à l'autre laissent supposer que tous les individus ne sont pas présents ou actifs à chaque session et donc non détectables, d'où la nécessité en étudiant cette espèce d'inclure beaucoup de nuits de capture au protocole et aux deux saisons d'activité. Ces résultats avaient été décrits dans plusieurs études basées sur du radiotracking (Eggert 2000 ; Timm *et al.* 2014 ; Priol 2015). Une étude américaine sur une population de crapaud fousseur (*Scaphiopus holbrookii*), avait même pu estimer l'activité nocturne des individus à 43% (Ryan *et al.* 2015).

#### 5.1.2. Estimation d'abondance

Le Robust-design de Pradel estime entre 170 et 349 individus adultes la population saisonnière de pélobates sur le site du Plan avec un nombre d'individus plus important au printemps qu'à l'automne. Le sex-ratio apparaît à peu près équilibré sur l'ensemble de la période d'étude.

Les effectifs saisonniers du Plan sont comparables à ceux estimés sur une population du littoral atlantique (entre 200 et 300 individus par saison), pour laquelle les individus étaient également plus nombreux au printemps qu'à l'automne, à la différence près que la population océanique présentait un sex-ratio déséquilibré en faveur des mâles (deux mâles pour une femelle) (Priol 2015).

La population adulte semble se maintenir dans des effectifs relativement constants, malgré l'exploitation agricole d'une partie du site et malgré la présence d'une route départementale qui traverse le site, si ce n'est le dernier automne (2023) où l'on observe une diminution significative des effectifs par rapport à 2021.

Les individus juvéniles sont quant à eux en importante diminution, d'une centaine capturée en 2019 à, à peine une dizaine en 2021 et 2023. Les conditions hydriques depuis 2021 étant défavorables sur le site, la reproduction n'a pas permis de production importante de jeune en 2021, 2022 et printemps 2023. Les aménagements de création de mares effectués en décembre 2022, ont cependant permis un maintien en eau jusqu'à la fin du développement larvaire permettant une production de jeunes à l'automne 2023. Leurs effets se mesureront sur le site du Plan, lors des prochains suivis prévus en 2025 dans le cadre du plan de gestion.

### *5.1.3. Survie et recrutement*

Le Robust-design de Pradel révèle un taux de survie saisonnier sur le site estimé en moyenne à 0,67 (IC 0,57 – 0,76), légèrement plus important pour les mâles que pour les femelles entre le printemps et l'automne et inversement entre l'automne et le printemps. Les survies hivernales estimées à 0,82 (IC 0,77 – 0,86), sont par contre significativement supérieures aux survies estivales estimées à 0,52 (IC 0,47 – 0,57) sur le site du Plan.

La survie moyenne des pélobates sur le site du Plan est inférieure à celle estimée sur le site du Porge, sur la façade atlantique (0,76 ; IC 0,68 – 0,82) où les estimations des taux de survie saisonniers chez cette espèce ne variaient pas en fonction des périodes, mais en fonction du sexe des individus avec des survies estimées à 0,80 (IC 0,71 – 0,87) pour les mâles et 0,68 (IC 0,56 – 0,78) pour les femelles, la population était d'ailleurs fortement déséquilibrée en faveur des mâles.

Les différences de survie spécifiques aux sexes chez les individus adultes du site du Porge sont probablement dues à une mortalité accrue des femelles, lors de la reproduction ; tandis que la mortalité estivale plus accrue sur le site du Plan pourrait être dû à des risques liés à l'agriculture printanière ou à la circulation routière plus accrue en période estivale qu'hivernale, contrairement au site du Porge qui n'est pas exposé à des activités anthropiques. La première phase d'une étude sur les collisions routières avait en effet mis en évidence une activité routière moyenne de 2028 véhicules/jours (environ 25 véhicules/heure aux heures de nuit) et un taux de transition de part et d'autre de la route (soit de risque potentiel d'écrasement) de 0,06 (IC 0,03 – 0,12) pour les pélobates du site à chaque saison (Priol, 2023).

Les taux de recrutement adulte estimés en moyenne à 0,33 sur le site du Plan permettent tout juste de compenser les pertes liées à la mortalité. Ces taux de recrutement ne font pas encore apparaître de diminution liée à une faible production de jeunes depuis 2021 car les individus ne deviennent

adultes qu'entre deux et trois ans (le taux de recrutement adulte de 2023 concerne donc des individus qui seraient nés avant 2021). Le suivi de 2025 devrait par contre mettre en évidence une diminution de la population adulte en raison d'un défaut de recrutement adulte entre 2022 et 2025. L'efficacité des mesures d'aménagement réalisée sur le site de reproduction sera alors évaluée par le recrutement adulte au sein de la population en 2027.

## 6. Conclusion et perspectives

L'étude de la population de Pélobate cultripède sur le site du Plan montre une population à fort effectif, pour l'instant stable dans le temps (2019-2023), malgré une légère baisse fin 2023, qui présente un faible taux de survie compensé par un fort taux de recrutement, qui pourrait être mis à mal par ces trois dernières années de sécheresse (2021-2023). Le plan de gestion du site prévoit une quatrième année de suivi en 2025 afin de mesurer les conséquences du déficit hydrique des dernières années au sein de la population adulte et d'évaluer le taux de production de jeunes issus des aménagements de surcreusement de fin 2022.

Il apparaît important de maintenir un effort de suivi sur le site tous les deux ans afin d'évaluer les mesures de gestion mises en œuvre pour la conservation de l'espèce (création de mares, installation envisagée d'un crapauduc...).

L'activité nocturne s'étant révélée asynchrone et temporellement inconstante (effet saison) l'effort de terrain pour parvenir à des estimations de paramètres démographiques fiables doit être maintenu à un minimum de cinq sessions printanières et automnales (avec deux sessions intra-nocturnes) tous les deux ans.

La valorisation des premiers résultats et description de la dynamique de cette population devrait faire l'objet d'une publication scientifique, la première à décrire les paramètres démographiques pour cette espèce à très fort enjeu de conservation.

## 7. Références bibliographiques citées

Astruc G., Farny G., Corail M., Combrisson D., Dudouet C., Brebion G., Lisambert H., Besnard A. 2014. Dynamique des populations et phénologie des sonneurs à ventre jaunes, *Bombina variegata*, dans le Parc National des Ecrins. Bulletin de la Société Herpétologique de France, 149: 9-23.

Burnham K.P. & Anderson D.R. 2002. model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. springer-verlag, new-york, usa.

Cayuela H., Arsovski D., Bonnaire E., Duguet R., Joly P., Besnard A. 2016a. Impact of severe drought on survival, fecundity and population persistence in an endangered amphibian. Ecosphere 7(2), e01246. 10.1002/ecs2.1246.

Cayuela H., Arsovski D., Thirion J-M., Bonnaire E., Pichenot J., Boitaud S., Brison A-L., Miaud C., Joly P., Besnard A. 2016b. Contrasting patterns of environmental fluctuation contribute to divergent life histories among amphibian populations. Ecology 97(4), 980-991.

Cayuela H., Pradel R., Joly P., Besnard A. 2017. Analysing movement behaviour and dynamic space-use strategies among habitats using multi-event capture-recapture modelling. Methods in ecology and Evolution, doi: 10.1111/2041-210X.12717.

CEN PACA, PNR Luberon, 2022. Étude en faveur de la préservation et de la restauration des mares et réseaux de mares de la trame turquoise du bassin versant du Calavon-Coulon - Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur et Parc naturel régional du Luberon. Vaucluse, 58 p. + annexes.

Duguet R., Melki F. 2003. Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Collection parthénope, Biotope, Mèze, France, 480p.

Duguet R. 2022. Breeding phenology of amphibians in a Mediterranean ephemeral stream (Ardèche, France). Naturae 13:235-245, DOI: 10.5852/naturae2022a13

Eggert C. 2000. Le déclin du Pélobate brun (*Pelobates fuscus*, amphibien anoure) : apport de la phylogéographie et de la dynamique de population à sa compréhension. Implications pour sa conservation. Thèse de doctorat, Université de Savoie, 186p.

Hamer A.J., Mahony M.J. 2007. Life history of an endangered amphibian challenges the declining species paradigm. Australian Journal of Zoology 55 (2): 79-88.

Jakob C., Poizat G., Veith M., Seitz A., Crivelli A. J. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. Hydrobiologia 499: 51-61.

Kendall W. L., Nichols J. D., Hines J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock's robust design. Ecology 78: 563–578.

Leclair, M.H., R. Leclair, Gallant J. 2005. Application of skeletochronology to a population of *Pelobates cultripes* (Anura: *Pelobatidae*) from Portugal. Journal of Herpetology 39: 199–207.

Loman J., Madsen T. 2010. Sex-ratio of breeding toads (*Bufo bufo*), influence of survival and skipped breeding. Amphibia-Reptilia 31: 509-524.

Nichols J.D., Hines J.E., Pollock K.H., Hinz R.L., Link W.A. 1994. Estimating breeding proportions and testing hypotheses about costs of reproduction with capture-recapture data. Ecology 75 : 2052–2065.

- Otis D. L., Burnham K. P., White G. C., Anderson D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- Perret N., Joly P. 2002. Impacts of tattooing and pit-tagging on survival and fecundity in the Alpine newt (*Triturus alpestris*). *Herpetologica* 58: 131-138.
- Pollock, K. H., Nichols J. D., Brownie C., Hines J. E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*, 107. 97pp.
- Pradel R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52, 703-709.
- Pradel R., Choquet R., Lima M.A., Merritt J. & Crespin L. 2009. Estimating population growth rate from capture-recapture data in presence of capture heterogeneity. *J. Agric., Biol. Environ. Stat.* 15(2): 248-258.
- Priol P. 2015. Suivi d'une espèce rare en vue de sa conservation : dynamique spatiale et temporelle de populations de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*) en Aquitaine. Mémoire de Diplôme, École Pratique des Hautes Études, Montpellier. 92p.
- Priol P. 2022. Suivis de deux populations de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*) dans le parc naturel régional du Lubéron. Rapport pour le CEN PACA et le PNRL, StatiPOP. 34p.
- Priol P. 2023. Impact d'une route départementale sur une population de Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*) dans le parc naturel régional du Lubéron. Rapport pour le PNRL, StatiPOP. 9p.
- Ryan K.J., Calhoun A.J.K., Timm B.C., Zydlexski J.D. 2015. Monitoring Eastern Spadefoot (*Scaphiopus holbrookii*) response to weather with the Use of a Passive Integrated Transponder (PIT) system. *Journal of Herpetology* 49(2).
- Renet J., Guillaud F., Xérès A., Brichard J., Baudat-Franceschi J., Rosa G. 2021. Assessing reliability of pit-tagging in an endangered fossorial toad (*Pelobates cultripedes*) and its effect on individual body mass. *Herpetological Conservation and Biology* 16(3): 584-593.
- Renet J., Loubinoux E., Krebs M., Thirion F., Priol P., Travers W., Ménétrier F., Baudat-Franceschi J., Brichard J. 2023. La vallée du Cavalon dans le Vaucluse : un territoire à fort enjeu pour la conservation du Pélobate cultripède (*Pelobates cultripedes*). *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon et de la Réserve de biosphère Luberon-Lure*, n° 17 -46-70.
- Stanley T. R. & Burnham K. P. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197-209.
- Stanley T.R. & Richards J.D. 2011. CloseTest. USGS Fort Collins Science Center.
- Timm B.C., McGarigal K., Cook R.P. 2014. Upland Movement Patterns and Habitat Selection of Adult Eastern Spadefoots (*Scaphiopus holbrookii*) at Cape Cod National Seashore. *Journal of Herpetology* 48(1): 84-97.
- Unger S.D., Burgmeier N.G., Williams R.N. 2012. Genetic markers reveal high pit tag retention rates in giant salamanders (*Cryptobranchus alleganiensis*). *Amphibia-Reptilia* 33: 313-317.
- White G.C. & Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.