



©Michel GERVAIS

## Estimations des paramètres démographiques d'une population de Triton crêté (*Triturus cristatus*) dans les Bouches du Rhône (13)

Pierre-Louis DUARTE

Encadrante : Célia GRILLAS

Master 1 BEE - Patrimoine Naturel et Biodiversité

6 avril-5 juin 2020



Observatoire  
des Sciences de l'Univers  
de Rennes



## **Remerciements :**

Je tiens tout particulièrement à remercier d'une part ma maître de stage Célia GRILLAS, sans qui ce stage, avec la situation actuelle, n'aurait jamais pu être possible pour moi. Ses conseils et ses connaissances sur la base de données, les analyses et le rapport n'ont été que bénéfiques pour moi. En espérant une très bonne carrière dans sa future nouvelle structure. Je tiens d'autre part à remercier Julie PEDRONO, qui m'a apporté toutes ses connaissances et son soutien pour mes analyses statistiques ainsi que les logiciels utilisés et qui a consacré beaucoup de temps pour moi. Je veux pour finir remercier Pascaline LE GOUAR, professeure référente à l'Université Rennes 1, pour m'avoir proposé toute aide sur le rapport et les statistiques quand les analyses s'avèrent trop compliquées pour moi.

## I. Introduction

La richesse de la biodiversité terrestre est telle que nous pourrions la penser quasi-épuisable. Pourtant, cette même biodiversité et les milieux qui l'entourent ne cessent de décliner au fil des siècles de par l'activité humaine. Cette crise actuelle, considérée comme la sixième extinction de masse, se traduit par un taux d'extinction mille fois plus élevé que les 5 connues à ce jour (Pimm, 2001 ; Raven, 2002). L'Homme pourrait être responsable dès le milieu du XXI<sup>e</sup> siècle de la disparition de la moitié de la biodiversité faunistique et floristique (Butchart *et al.*, 2010 ; Sala *et al.*, 2000).

Chaque taxon est victime de cette crise (Avisé *et al.*, 2008 ; Blondel, 2005 ; Butchart *et al.*, 2010). Le déclin des vertébrés est particulièrement drastique. Selon l'Indice Planète Vivante de WWF, l'effectif mondial des populations de vertébrés sauvages a décliné de 60% de 1970 à 2014, soit en moins d'un demi-siècle (WWF, 2018). La surexploitation des ressources et les activités agricoles sont les causes principales de cette érosion (WWF, 2018). La classe des amphibiens n'échappe pas à la crise (Alroy, 2015 ; Green, 2003). Leurs cycles de vie à la fois terrestre et aquatique multiplient les risques liés à la fragmentation et la destruction de leurs habitat et font des amphibiens l'une des classes les plus menacées de l'extinction (Wake et Vedrenburg, 2006). De nombreux autres facteurs d'origine anthropique peuvent avoir des effets négatifs sur la dynamique des populations : pollutions chimiques, introduction d'agents pathogènes et d'espèces allochtones, radiation UV ou changement climatique (Hayes *et al.* 2010). Certaines maladies également comme la chytridiomycose, causée par le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*, menacent une grande partie des amphibiens sur la planète (Rödder *et al.*, 2009 ; Miaud, 2013).

Les urodèles, regroupant tritons et salamandres, sont particulièrement touchés par la crise. En effet, 47% d'entre eux sont menacés d'extinction (Wake et Vedrenburg, 2006). En Europe, le déclin des urodèles dans leur aire de répartition a déjà été démontré (Blottiere, 2017 ; Denoël, 2012) et l'arrivée de la chytridiomycose en 1997 sur le continent européen, par l'Espagne, et en France métropolitaine a touché les populations de certaines espèces tels que l'alyte accoucheur (*Alytes obstetricans*), le crapaud commun (*Bufo bufo*) et la salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*) (Miaud, 2013).

Le Triton crêté *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), un amphibien de la famille des Salamandridae, fait partie des urodèles menacés d'extinction. Au niveau mondial, cette espèce est classée en « préoccupation mineure » (LC) par l'IUCN (IUCN Red list). Au niveau

européen, elle est protégée au titre de l'annexe II de la convention de Berne de 1979 et des annexes II et IV de la Directive Européenne 92/43/CEE « Habitats, faune et flore » du 21 mai 1992. Au niveau national, le Triton crêté, comme la majeure partie des amphibiens, est inscrit sur la liste rouge des reptiles et amphibiens. L'espèce est considérée comme « quasi-menacée » (NT) (UICN France, 2015) mais l'état de conservation est variable selon les régions et son statut peut varier localement.

Ainsi, l'état de conservation des populations de tritons crêtés est considéré comme satisfaisant dans l'aire biogéographique « Atlantique » (Bensettiti et Puissauve, 2015), alors qu'il est défavorable dans les régions « Alpines » et « Méditerranéennes » (Denoël, 2012 ; Geniez et Cheylan, 2012), comme dans la majeure partie du Sud de l'Europe (Denoël, 2012 ; Edgar et Bird, 2006). Au niveau régional, l'espèce est classée « en danger critique d'extinction » (CR) sur la liste rouge des amphibiens et reptiles de la région PACA (CEN PACA, 2017).

Le triton crêté est observé pour la première fois dans la basse vallée du Rhône en 1960 dans une friche industrielle du quartier de Trinquetaille sur la commune d'Arles (13). Cette population considérée comme la plus méridionale de l'hexagone a été redécouverte en 1998 par Anthony Olivier et Laurent Tatin et existe toujours actuellement. De nouvelles populations sont ensuite découvertes dans le Gard (Gendre et Rufay, 2005 ; Gendre *et al.*, 2006) et d'autres départements en remontant la Vallée du Rhône (Parrain, 2005 ; Parrain, 2010) pendant la première décennie du XXI<sup>e</sup> siècle. Dès l'année 2000, une première estimation de la taille de population dans la mare de Trinquetaille par Capture-Marquage-Recapture (CMR) est mise en place permettant de comptabiliser un total de  $361 \pm 82$  individus (Gendre *et al.*, 2006).

Plusieurs études sont ensuite mises en place en 2010, 2014 et 2019 pour estimer la taille de la population et observer son évolution dans le temps (Renet et Olivier, 2012 ; Renet *et al.*, 2016 ; Pedrono, 2019). Au printemps 2010, 89 individus sont capturés. Mais le faible taux de recapture obtenu (soit 2,2%), dû à une faible pression d'échantillonnage trop étalée dans le temps ne permet pas d'obtenir une estimation fiable (Renet et Olivier, 2012). En 2014, la population reproductrice arlésienne est estimée à 2900 individus (IC 95% = 2283 – 3739) (Renet *et al.*, 2016). Entre 2014 et 2019, l'absence de financements ainsi que la succession d'années sèches n'ont pas permis de renouveler la manipulation. C'est seulement en 2019 qu'une nouvelle estimation de la taille de la population est entreprise. Elle permet de chiffrer le nombre d'individus reproducteurs à seulement  $258 \pm 45$  individus. Cette forte régression entre les données de 2014 et 2020 peut s'expliquer par deux hypothèses non exclusives :

- A. La population a fortement régressé entre 2014 et 2019. Cette régression pourrait s'expliquer par l'absence de recrutement sur le site entraînant à termes, une diminution des effectifs. En effet, le recrutement des tritons crêtés sur le site de Trinquetaille semble faible depuis quelques années, voire quasi-inexistant pour certaines d'entre elles (Pedrono, 2019). D'autre part, les immatures représentaient 46.7% des captures en 2000, mais aucun immature n'a depuis été observé lors des suivis 2010, 2014 et 2019. L'échec de recrutement peut s'expliquer par différents facteurs environnementaux dont la succession d'années aux hydropériodes défavorables à la reproduction de l'espèce (mise en eau insuffisante de la zone humide et/ou assec précoce). Les effets négatifs d'une réduction d'hydropériode sur les effectifs des populations ont été prouvés sur des tritons crêtés et autres espèces (Cayela *et al.*, 2016 ; Griffiths et Williams, 2010 ; Dodd, 1993). La dégradation de la qualité du site (atterrissement, absence de végétation aquatique...) peut également jouer sur l'absence de recrutement. En effet, la ponte a lieu dans la végétation aquatique afin de protéger les œufs des prédateurs et des UV de par les feuilles (Miaud, 1994 ; Marco *et al.*, 2001). L'arrachement des macrophytes entrainerait le déclin de la population.
- B. Une part des individus adultes n'a pas investi dans la reproduction en 2019 et n'a donc pas été détecté. Les suivis pluriannuels montrent une grande variabilité des effectifs interannuels présents sur les sites de reproduction (Arntzen et Teunis, 1993 ; Miaud *et al.*, 1993 ; Borner, 2011 ; Jarvi, 2012). Une partie des adultes pourrait alors ne pas se reproduire chaque année et donc ne pas être détectable avec le protocole utilisé qui recherche uniquement les individus en phase aquatique (reproducteurs). Les conditions en 2014 étaient bien plus favorables à la reproduction qu'en 2019 d'un point de vue hydrologique. Il est donc possible qu'en 2019 une partie des individus n'ait pas investi dans la reproduction, ce qui pourrait expliquer tout une partie de la réduction des individus reproducteur observés cette année par rapport à 2014.

Les données de suivis disponibles jusqu'à présent, trop éloignées dans le temps, ne permettent pas de calculer des taux de mortalité interannuels et de valider ou non ces hypothèses. Il est essentiel de pouvoir acquérir de nouvelles données, afin de pouvoir évaluer la survie et le recrutement interannuel.

Dans ce contexte, le travail proposé en 2020 vise à :

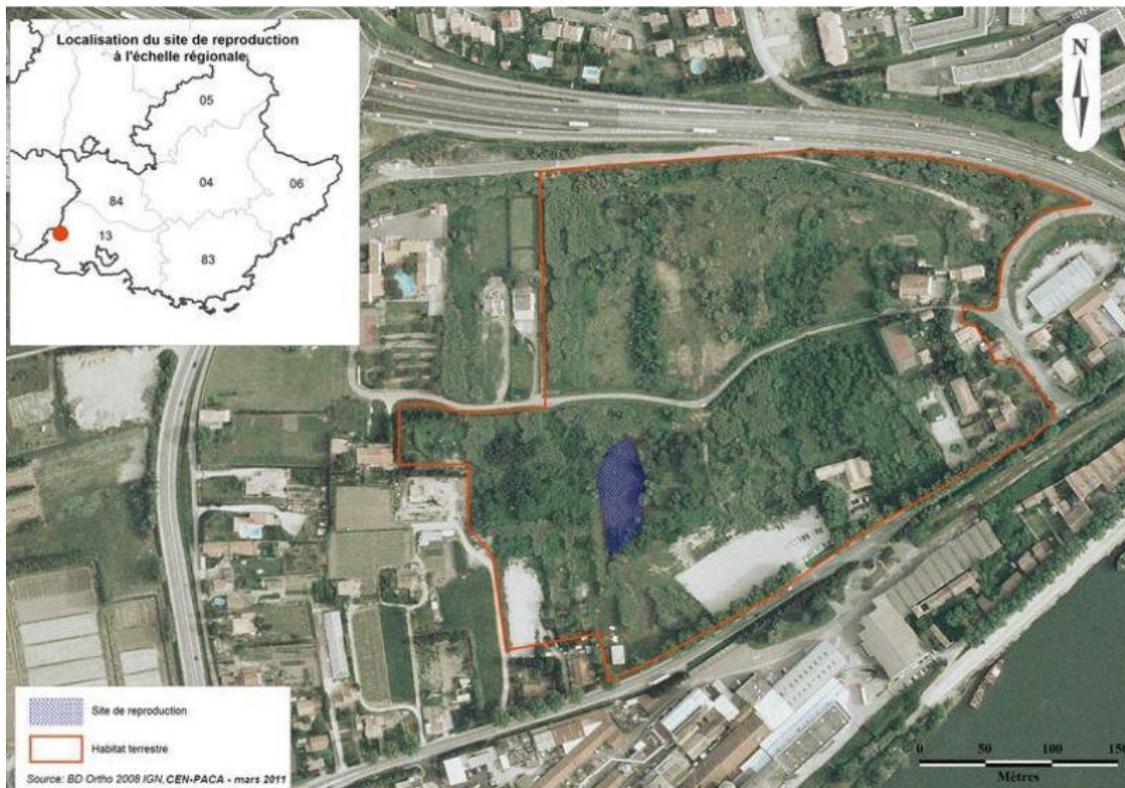
- Réaliser une estimation de la taille de la population en 2020 afin d'obtenir un jeu de données de deux années successives

- Comparer les résultats entre 2014, 2019 et 2020 et tenter de valider ou d’invalidier les hypothèses A et B. Le protocole de piégeage et les méthodes d’analyses étant différentes, les données des années précédant celles de 2014 n’ont pas été retenues.

## II. Matériel et Méthodes

### 1. Zone d’étude – La mare de Trinquetaille

La mare de Trinquetaille abrite la plus grande population de triton crêté de la basse vallée du Rhône. Cette zone d’étude se situe à l’extrémité nord du delta de la Camargue (13). Il s’agit d’une friche de 6.25 Ha, située sur une ancienne zone industrielle du quartier de Trinquetaille, au Nord-Est de la ville d’Arles (Figure X). Le site de Trinquetaille est enclavé par un réseau routier qui l’isole. Une voie rapide (N157) au nord, des routes ainsi que des habitations à l’est et ouest, et une zone industrielle de papèterie au sud permet un isolement complet de la zone (Figure 1). Une seule « zone humide » est connue à proximité. Il s’agit d’un bassin d’évacuation des eaux pluviales situé à 1 km, aménagé en 2009. Des prospections sur ce site en 2019 ont permis d’identifier une population importante de triton palmés, mais pas de triton crêtés.



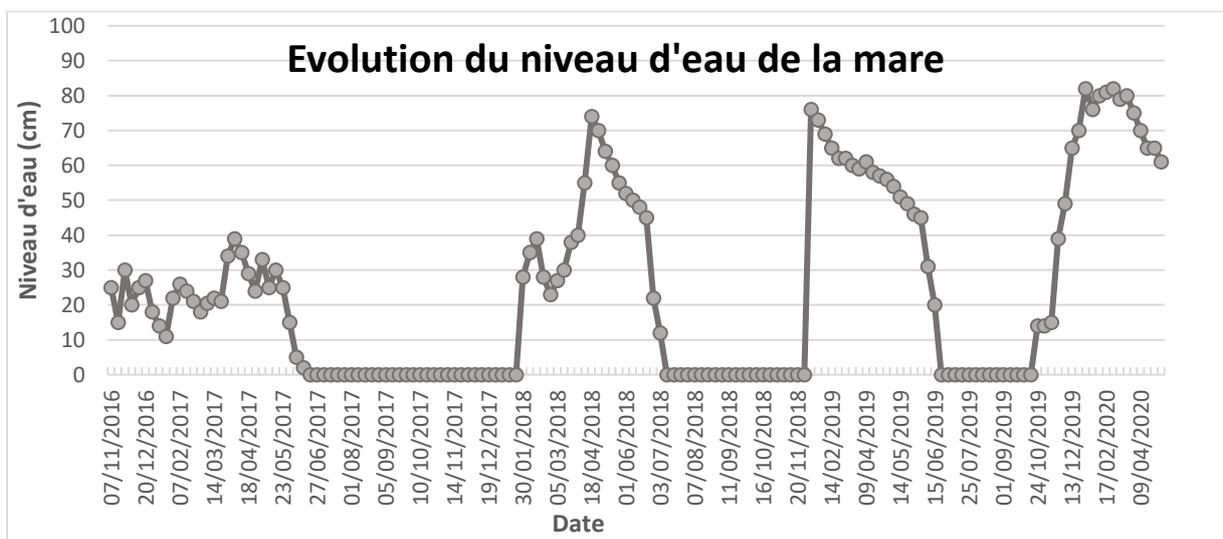
**Figure 1 :** Cartographie de la zone de Trinquetaille. (Renet et Olivier, 2012)

Le site de reproduction des tritons crêtés est une mare temporaire en phase d’atterrissement localisée au sud-ouest de la zone avec une surface totale d’environ 2680 m<sup>2</sup> pour une profondeur

maximum de 1,50 m. Le milieu terrestre l'entourant se compose essentiellement d'une strate arbustive. Une strate herbacée située sur des remblais, accompagnée de quelques îlots d'arbres occupe la partie Nord du site. La majeure partie de la mare est colonisée par des roseaux (*Phragmites australis*) assez denses. De légers travaux ont été réalisés en août 2019. Ils ont consisté à couper puis exporter une partie de ces roseaux et enlever une grande couche de matière organique (30-40 cm) afin de retrouver une surface en eau libre plus importante.

Le remplissage hivernal de la mare favorable, avec quelques pluies, ont permis une baisse moins drastique du niveau de l'eau lors du suivi par rapport à années 2017, 2018 et 2019 (Figure 2).

Les épisodes pluvieux ont commencé plus tôt en 2019, soit au milieu de l'automne (fin octobre).



**Figure 2 :** Evolution du niveau de l'eau de la mare depuis novembre 2016 jusqu'à avril 2020. La mare est asséchée la majeure partie du temps chaque année lors des saisons estivales et automnales. Le niveau d'eau en 2020 est plus élevé et diminue moins par rapport aux autres années.

## 2. Modèle biologie étudié – Le Triton crêté

La taille importante du triton crêté, allant de 13 à 18 cm, permet de le classer parmi l'un des plus grands tritons de France métropolitaine, voire d'Europe (DELACHAUX, 2018 ; Bensettiti et Gaudillat, 2002). Il est facilement identifiable par sa grande taille, sa crête chez les mâles lors de la période de reproduction et son pattern ventral jaune-orangé orné de taches noires arrondies et irrégulières. Les motifs, ou « patterns » du triton crêté sont uniques pour chaque individu, comme le sont les empreintes digitales pour les humains. Une coloration grise/sombre, parsemée de nombreuses taches noires, est assez visible sur les flancs. Avec une espérance de vie moyenne de 10 ans, sa maturité sexuelle est atteinte à partir de 2-3 ans (Francillon-Vieillot *et al.*, 1990). La période de reproduction se déroule au printemps dès février jusqu'au début de

l'été en juin, seulement en phase aquatique après avoir hiverné. Il n'est pas rare que les populations les plus au sud débutent leur période de reproduction plus tôt (Geniez et Cheylan, 2012 ; DELACHAUX, 2018). Durant cette période, un fort dimorphisme sexuel apparaît. Le mâle possède une crête dorsale dentelée et une rayure blanche sur la queue afin de séduire les femelles. Outre sa crête, le dimorphisme sexuel se distingue également par la taille. En effet, le mâle est plus petit que la femelle. La femelle peut pondre 150 à 380 œufs (Kinne, 2006), enroulés chacun dans une feuille. La température joue un rôle élémentaire sur la durée de développement embryonnaire et larvaire, avec un développement plus rapide lorsque les températures sont plus élevées (D'Amen *et al.*, 2007). Les larves métamorphosées émergent dès fin juin-début juillet en France (Van Buskirk, 2007).

Les sites de reproduction du triton crêté sont assez divers, allant des mares ou des étangs aux bras morts et rives de lacs (Mermod *et al.*, 2010), dans des milieux avec peu ou pas de courant. Durant sa phase terrestre, le triton crêté se retrouve par rapport au site de reproduction à proximité de zones principalement ouvertes de pâtures/broussailles et boisées de feuillus (Gustafson, 2011).

### **3. Protocole de piégeage**

Le Triton crêté se cache au fond de l'eau la majeure partie de la journée mais adopte la nuit un comportement de prospection, à la recherche de nourriture et de partenaires sexuels (Dutton, 2009). L'espèce étant principalement nocturne et assez discrète, les méthodes de captures par piégeage s'avèrent les plus efficaces. Très utilisés pour la capture et le suivi de tritons (Drechsler *et al.*, 2010), les pièges Ortmann sont faciles à fabriquer et bon-marchés (RNF « Amphibiens et reptiles », 2013). Leur efficacité sur les tritons a déjà pu être vérifié sur de précédentes études (Madden et Jehle, 2013 ; Ortmann *et al.*, 2006). Due à la situation sanitaire actuelle, les sessions de capture n'ont été réalisées qu'une fois par semaine entre le 12 mars et le 28 mai 2020, contre 2 fois par semaine lors des précédents CMR. 6 pièges Ortmann sont disposés en fin d'après-midi au sein de la mare (Figure 3a), puis relevés le lendemain matin (Figure 3b).

Les études de capture-marquage-recapture (CMR) sur le Triton crêté se basent la plupart du temps par comparaison des patterns ventraux qui sont uniques pour chaque tritons. La procédure lors de la capture est la suivante :

Tous les individus capturés lors de la session sont placés dans un premier bac rempli d'eau. Chaque individu capturé est alors sexé et un numéro lui est attribué. Son pattern ventral

est photographié avant d'être placé dans un second bac, évitant d'être associé aux autres individus non capturés. Il n'existe pas de standardisation pour la prise des photographies. Le triton est positionné sur une plaque de verre et maintenu immobile au besoin à l'aide d'une éponge humidifiée. La photographie de la face ventrale de l'individu est prise en se positionnant sous la vitre. Tous les individus sont ensuite relâchés dans la mare.



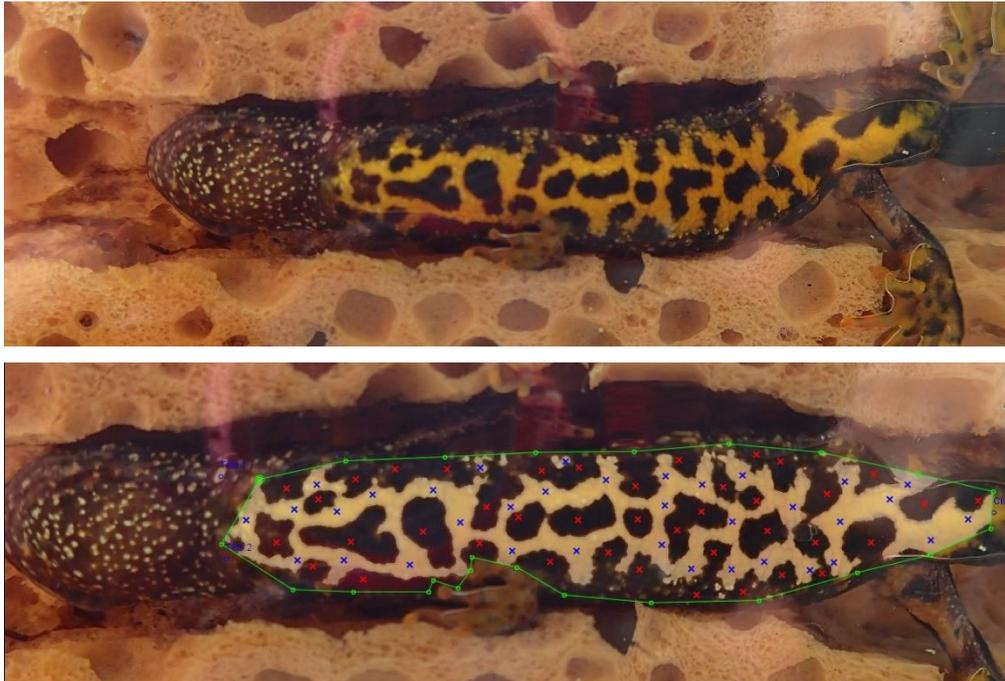
**Figure 3** : Pose (a) et récupération (b) des pièges Ortmann dans la mare de Trinquetaille. (Photos prises par Célia GRILLAS)

#### **4. Identification des tritons**

La photographie est modifiée à l'aide du logiciel I3S Straighten (version 1.0) afin de corriger la courbure du corps de l'animal (à 90°C), de la rendre la plus rectiligne possible et de standardiser les photos. La photo est ensuite incorporée dans le logiciel de reconnaissance I3S pattern<sup>+</sup> (version 4.1) (Figure 4). Le logiciel I3S pattern<sup>+</sup> permet d'automatiser partiellement la photo-identification et est couramment utilisé dans les études de CMR se basant sur la photo-identification des individus. Son algorithme permet de créer des empreintes numériques pour chaque individu, et automatise la recherche d'individus présentant les mêmes patterns au sein d'une base de données photographiques. Le logiciel compare la photo aux autres constituant la base de données. Il propose ensuite à l'utilisateur une sélection des photos des tritons déjà répertoriés qui ressemblent le plus à celle de l'individu. Le nombre d'individus proposés par le logiciel est à paramétrer par l'observateur. Il revient ensuite à l'observateur de vérifier si la photo comparée est bien identique à l'une des photos de la base de données (individu recapturé), ou s'il s'agit d'un pattern inédit. Les photos candidates sont classées selon leur rang de ressemblance. Un numéro d'identification unique est attribué à chaque animal après

comparaison des photographies incluses dans la base de données. Ce numéro lui sera à nouveau attribué en cas de recapture.

L'efficacité de ce logiciel a déjà été testée dans la littérature sur différents modèles biologiques avec succès, comme les tortues de mer (Calmanovici *et al.*, 2018), les lézards *Liopholis slateri* (Treilibs *et al.*, 2016) ou encore les tritons crêtés italiens (Sannolo *et al.*, 2016).



**Figure 4 :** Individu seulement photographié (a) puis traité sur I3S Straighten et Pattern (b). (Photo 4a prise par Célia GRILLAS puis traitée par Pierre-Louis DUARTE)

## **5. Analyses statistiques**

La population est traitée sous le logiciel Clostest pour vérifier son ouverture. La présence de phénomènes de trap-dépendance et d'individus transients est ensuite recherchée à l'aide du logiciel U-Care (version 2.4). La taille de la population est estimée avec le logiciel Mark par la méthode de Jolly-Seber pour les populations ouvertes (Nichols et Pollock, 1990). Cette méthode permet de déterminer les paramètres de survie ( $\Phi$ ), probabilité de capture ( $p$ ), pente - équivalant au nombre d'entrées de nouveaux individus dans la population - ( $\text{pent}$ ), et la taille de la population lors du suivi ( $N$ ). Les paramètres peuvent être constants ( $\cdot$ ), dépendants du sexe ( $g$ ) ou du temps ( $t$ ). Plusieurs modèles sont construits en variant les modalités des différents paramètres. Le Critère d'Information Akaike corrigé ( $AICc$ ) permet de comparer les différents modèles. Seuls les modèles avec un  $\Delta AICc$ , c'est-à-dire la différence de valeur entre le meilleur

modèle proposé avec celui qui lui est comparé, inférieur à 2 ne sont pas exclus. Ils sont considérés comme identiques au meilleur modèle. Le poids d'AIC (AIC weight) permet de distinguer si le modèle proposé permet de bien ajuster les données en variant de 0 à 1. Si l'AIC weight est faible ( $< 0,8$ ), un Model Averaging est utilisé pour obtenir la moyenne pondérée des estimations sur les modèles sélectionnés.

### III. Résultats

Au total, 191 individus ont été capturés, dont 107 mâles pour 84 femelles, avec un montant total de 277 captures au cours du suivi. Aucun juvénile ou larve n'a été capturé dans la mare. Le taux d'individus capturés seulement une fois est de 71,2% (soit 136 individus). Certains tritons ont été capturés jusqu'à 6 fois lors du suivi. Sur les 191 individus, 15 d'entre eux ont été capturés au minimum 3 fois.

Le Closetest montre une population ouverte d'après le test de Stanley et Burnham ( $X^2=46,47$  ;  $df=17$  ;  $p\text{-value} = 0,00015$ ) et d'Otis *et al.* (1978) ( $z\text{-value} = -2,99$  ;  $p\text{-value} = 0,0014$ ). La population n'est cependant pas touchée par les phénomènes de trap-dépendance et de transients ( $X^2=40,83$  ;  $df=49$  ;  $p\text{-value} = 0,79$ ).

Sur les modèles POPAN, les paramètres de pente, survie et probabilité de capture n'étant pas convergents avec l'effet du temps, ce dernier a donc été supprimé lors de l'analyse. Au total, 16 modèles ont donc été analysés, en considérant un effet du sexe (g) ou un effet constant dans le temps (.) sur les paramètres démographiques.

Sur les 16 modèles créés, seul le premier possède un  $\Delta AICc < 2$ . Il est donc le seul à être retenu. Etant l'unique modèle gardé, avec un AIC weight  $> 0,8$ , un Model Averaging n'est pas nécessaire (Tableau 1). Le meilleur modèle considère une probabilité de capture et un effectif constant dans le temps, tandis que la survie et la pente sont dépendantes du sexe.

**Tableau 1 :** Les cinq premiers modèles issus de la méthode POPAN classés selon l'AICc. Les paramètres de survie (Phi), de probabilité de capture (p), de pente (pent) et de taille de la population (N) sont soit constants (.), soit dépendants du sexe (g). Le meilleur modèle est en gras.

Modèle	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weight	Model Likelihood	Nb de paramètres	Déviante
<b>Phi(g) p(.) pent(g) N(.)</b>	<b>800.61</b>	<b>0</b>	<b>0.85</b>	<b>1.00</b>	<b>6</b>	<b>-334.94</b>
Phi(g) p(g) pent(.) N(.)	804.12	3.5	0.15	0.17	6	-331.44
Phi(g) p(.) pent(g) N(g)	10433.17	9632.56	0	0	7	9295.52
Phi(g) p(g) pent(.) N(g)	28531.31	27730.7	0	0	7	27393.66
Phi(g) p(.) pent(.) N(g)	31098.79	30298.17	0	0	6	29963.23

La survie des mâles est plus importante que la survie des femelles. La pente est cependant quasi-identique et quasi-nulle chez les 2 sexes. La probabilité de capture ayant un effet constant dans le temps, sa valeur est donc la même qu'importe le sexe (Tableau 2).

**Tableau 2 :** Estimation des paramètres démographiques  $\pm$  SE, avec intervalles de confiance à 95% du modèle retenu.

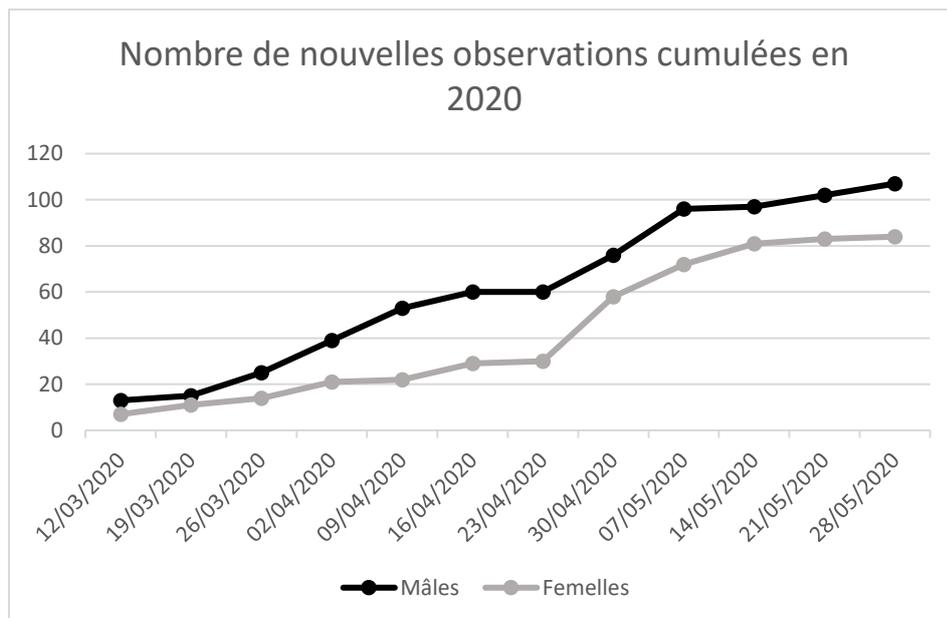
	<b>Survie</b>	<b>Probabilité de capture</b>	<b>Pente</b>	<b>Effectifs</b>
Mâle	0.87 $\pm$ 0.03 [0.79 - 0.92]	0.15 $\pm$ 0.02 [0.11 - 0.20]	0.06 $\pm$ 0.01 [0.05 - 0.08]	247 $\pm$ 23 [206 – 296]
Femelle	0.77 $\pm$ 0.05 [0.64 - 0.86]	0.15 $\pm$ 0.02 [0.11 - 0.20]	0.08 $\pm$ 0.004 [0.07 - 0.09]	237 $\pm$ 25 [192 – 292]

L'estimation de la population est de 484 individus [IC 95% : 398 – 588], avec 247 mâles  $\pm$  23 [IC 95% : 206 – 296] pour 237 femelles  $\pm$  25 [IC 95% : 192 – 292] (Tableau 3). Contrairement à un sex-ratio biaisé en faveur des mâles en 2019 (1.71), celui de 2020 est assez équilibré entre les deux sexes (1.04 pour les mâles).

**Tableau 3 :** Estimation des effectifs des populations 2014, 2019 et 2020  $\pm$  SE si possible, avec intervalles de confiance à 95%.

	<b>2014</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
Mâle	1356 [1066 - 1751]	163.18 $\pm$ 10.0 [140 -186]	247 $\pm$ 23 [206 – 296]
Femelle	1544 [1217 - 1988]	95.26 $\pm$ 9.46 [73 - 117]	237 $\pm$ 25 [192 – 292]
<b>Total</b>	<b>2900</b> <b>[2283 et 3739]</b>	<b>258</b> <b>[213-303]</b>	<b>484</b> <b>[398 – 588]</b>

Dès fin avril, un pic de nouveaux individus capturés est observé avant de se stabiliser trois semaines après. Le nombre de nouvelles femelles capturées depuis ce pic sont plus nombreuses (54) que les mâles (47), malgré un effectif général moindre de celles-ci (Figure 5).



**Figure 5 :** Nombre cumulé des nouvelles observations sur le suivi de 2020. Chaque date équivaut à une session, soit 12 au total.

A noter, 73 individus capturés en 2020, dont 48 mâles et 25 femelles, ont été observés lors des derniers suivis 2019, 2014 et/ou 2010, soit 38,2% d'entre eux. Parmi ces 73 tritons, 54 ont été identifiés en 2019, 37 en 2014 et 4 en 2010. Certains ont été capturés plusieurs années. Sur les 37 individus capturés et retrouvés en 2014, 18 d'entre eux n'avaient pas été observés en 2019, soit près de la moitié.

## IV. Discussion

### 1. Une augmentation de l'effectif de la population reproductrice depuis 2019

La population est estimée à 484 individus [IC 95% : 398 – 588] en 2020, soit +76% par rapport à 2019 (258 individus [IC 95% : 213 - 303]). Mais l'effectif est encore largement inférieur à de celui estimé en 2014 (2900 individus [IC 95% = 2283 – 3739]) (Renet *et al.*, 2016).

Les individus observés pour la première fois en 2020 constituent 62% de l'effectif total (118 sur 191). Trois hypothèses peuvent expliquer ces nouvelles observations :

- (1) Le triton crêté atteint sa maturité sexuelle à partir de 2-3 ans (Francillon-Vieillot *et al.*, 1990). Il pourrait s'agir de jeunes nés en 2018, ayant atteint leur maturité sexuelle en 2020. Toutefois, les prospections de 2018 ont révélé la présence d'un nombre très faible de larves ne permettant pas de valider cette hypothèse.

- (2) Certains individus auraient pu être présents lors du suivi 2019 mais n'ont tout simplement pas été capturés. Cependant le taux important de recapture de 2019 ne permettrait pas non plus de valider cette seconde hypothèse, avec un taux croissant durant le suivi allant de 20.83% à 88.57% selon les sessions, et dont 55,63% de la population totale de 2019 ayant été recapturé au moins une fois (PEDRONO, 2019). Ces statistiques laisseraient penser que l'essentiel des individus adultes de la mare en 2019 auraient été capturés.
- (3) L'observation de nouveaux individus en 2020 peut s'expliquer par l'amélioration des conditions environnementales sur la mare. En effet, les travaux réalisés durant l'été 2019 associés à un remplissage hivernal de la mare et des épisodes pluvieux printaniers ont permis le maintien d'un niveau d'eau supérieur à celui observé en 2019. Ainsi, certains individus qui ne se sont pas reproduit en 2019 ont pu décider d'investir dans la reproduction cette année, ce qui validerait ainsi l'hypothèse B émise en introduction. Les tritons crêtés sont assez fidèles à leurs sites et n'ont pas une très grande capacité de dispersion, allant en moyenne jusqu'à quelques centaines de mètres de dispersion pour les mares ou les étangs (Duff, 1989 ; Bensettiti et Gaudillat, 2002). Les individus adultes peuvent alors subsister plusieurs années dans un même environnement sans qu'il n'y ait reproduction (Gustafson, 2011) et préfèrent donc optimiser leur fitness afin d'investir sur leur survie jusqu'à une année favorable (Cayuela *et al.*, 2019).

Malgré des taux de recapture élevés l'année dernière, la moitié des individus capturés en 2020 et déjà observés en 2014 ne l'ont également pas été en 2019. Beaucoup plus d'individus semblent donc bien avoir choisi cette année d'investir dans la reproduction. De plus le sex-ratio en 2020 est beaucoup plus équilibré (1.04 en faveur des mâles), contrairement à celui de 2019 (1.71 pour les mâles). L'hypothèse B serait une nouvelle fois confirmée car les femelles se seraient plus déplacées pour la reproduction en 2020, dû aux meilleures conditions environnementales qu'en 2019.

L'effectif est plus important qu'en 2019, mais le risque d'extinction de la population est toujours élevé, et ce par de nombreux facteurs. Le recrutement des tritons crêtés sur le site de Trinquetaille est faible depuis quelques années, voire quasi-inexistant pour certaines d'entre elles (Pedrono, 2019). En 2019, aucun individu immature ou larve n'a été observé. Les recherches nocturnes et diurnes par troubleau fin mai 2020 n'ont pas pu non plus aboutir à leurs observations. La problématique de recrutement soulevée en 2019 (hypothèse A) est confirmée en 2020.

## **2. Effet des conditions environnementales de la mare de Trinquetaille**

L'hydropériode sur le site reste assez défavorable à l'espèce en 2020. La diminution des niveaux d'eau s'est accélérée avec l'augmentation des températures du mois de mai, et un assec total est à prévoir au mois de juin. Le temps de développement de la larve dure 2 à 3 mois, nécessitant une mise en eau de la zone humide jusqu'au mois de juillet pour permettre leur métamorphose (Van Buskirk, 2007). Une mauvaise hydropériode peut impacter le recrutement d'une population et donc la pousser vers un déclin (Salice, 2012 ; Cayela *et al.*, 2016). Certaines espèces sélectionnent leur site de reproduction en fonction de celui-ci et peut être utilisé comme indicateur de la qualité d'un milieu (Hartel *et al.*, 2011).

Une vague d'arrivée des femelles a été identifiée fin avril- début mai (Figure 5). Cette arrivée tardive ne traduit pas une adaptation particulière de la population au contexte climatique méditerranéen qui entraîne généralement un assec de la mare au mois de juin. De plus, les mâles arrivent souvent avant les femelles sur les sites de reproduction (Hedlund et Robertson, 1989). Par ailleurs, la diminution de la surface en eau à la fin de la période de reproduction, en lien avec une hydropériode défavorable, augmente les risques de prédatations des adultes sur les œufs ou les larves. En effet, le triton crêté peut être atteint d'oophagie sur son propre taxon (Denoël et Demars, 2008 ; Miaud, 1994). Les assecs printaniers impactent donc la reproduction de l'espèce et peuvent entraîner des conséquences sur le renouvellement de la population et des déséquilibres de classes d'âge.

Certains individus de la population restent longtemps en phase aquatique. En effet, 15 d'entre eux sont restés dans la mare au moins 3 semaines, certains plus de 6. Ce taux de recapture élevé a également été observé en 2019 avec certains individus observés jusqu'à 7 fois. Cette longue durée dans la mare en période de reproduction peut s'expliquer par l'absence de prédation sur le Triton en phase aquatique. En effet, une étude a révélé que la période de reproduction du triton crêté pouvait dépendre de la pression de prédation. Si celle-ci est grande, le triton réduit sa période aquatique afin de donner le minimum nécessaire pour se reproduire et vite retrouver sa phase terrestre (Hagström, 1979). L'absence de prédation dans la mare (écrevisse de Louisiane, ardéidés, ...) permettrait au triton crêté de rallonger sa période aquatique dans la mare de Trinquetaille.

La pollution du site reste une problématique importante. En effet, la présence historique d'une usine d'engrais sur le site de Trinquetaille dans les années 80 a entraîné une pollution du site à certains métaux lourds qui peut toucher les amphibiens à l'état embryonnaire et larvaire sur leur développement, leur croissance ou leur réponse comportementale (Renet et Olivier, 2012 ; Ortiz-Santaliestra *et al.*, 2006 ; Egea-Serrano *et al.*, 2012). Une analyse lors de l'été 2019

démontre une pollution aux sulfates (3 830 mg/L au lieu de 250 mg/L pour une eau potable) et aux phosphores (8.8 mg/L tandis qu'une eau est considérée comme « très mauvaise » si  $>1$  mg/L), des molécules très présentes dans les engrais (CARSO, 2019, Communication interne). Une contamination aux sels de type NaCl est également observée dans l'analyse de CARSO et celle de Julie PEDRONO en 2019 avec des taux entre 6.52 g/L et 8.5g/L lors de son suivi. Cependant la condition physique et la régulation osmotique des individus adultes peuvent être affectées (Hopkins *et al.*, 2016).

L'absence de végétation aquatique sur la mare de Trinquetaille peut avoir un effet négatif sur la survie des œufs qui ne bénéficient plus de l'enveloppe protectrice formée par la plante. Cette absence de végétation peut donc jouer sur l'éclosion et donc le recrutement de la population. La sécheresse est également un problème primordial dans la pérennité des populations de Triton crêté, surtout dans la mare de Trinquetaille où son niveau d'eau semble dépendre seulement de la pluviométrie.

## **V. Conclusion**

La combinaison de nombreuses contraintes d'origine anthropique (pollution, évolution paysagère) et environnementale (conditions climatiques, espèces exogènes) est la principale cause du déclin des populations d'amphibiens (Collins et Storfer, 2003 ; Storfer, 2003 ; McCallum, 2007). La population de triton crêté sur le site de Trinquetaille n'y échappe pas non plus. Les résultats de cette étude ont permis de constater une absence de recrutement et un manque d'investissement pour la reproduction chez les adultes en 2019, sans doute due à de mauvaises conditions environnementales sur le site. Deux hypothèses déjà émises dès 2019 qui semblent recevables.

Les derniers modèles climatiques prévoient une durée et une intensité des épisodes de sécheresse plus importante sur le pourtour méditerranéen dans les prochaines années (Lefebvre *et al.*, 2019). Seulement dépendants de la pluviométrie, la population de Trinquetaille serait rudement affectée. Les populations isolées sont par ailleurs plus sensibles aux perturbations et susceptibles de s'éteindre (Griffiths et Williams, 2010). Les dures périodes estivales, avec une sécheresse assez conséquente, auraient un impact négatif sur le recrutement des jeunes et la survie des adultes en phase terrestre (Olgun *et al.*, 2005 ; Weinbach *et al.*, 2018). Mais le peu de données récoltées sur cette population ne permet pas encore de nous renseigner sur sa capacité à supporter ces modifications climatiques. En effet, certaines espèces de tritons dans le climat méditerranéen ont montré une plasticité face à des variations environnementales

stochastiques (Borner, 2012 ; Gendre *et al.*, 2006 ; Wilcox *et al.*, 2005). Certains scientifiques ont également prouvé un lien entre phénologie et accroissement des températures chez plusieurs populations d'amphibiens (Ficetola et Maiorano, 2016 ; Murton, 2009). Il serait plausible, au fil des années ou des décennies, que la population de triton crêté sur la mare de Trinquetaille, soumise chaque année par des assecs, modifie sa phénologie. Mais une plus ample expertise dans ce domaine serait nécessaire.

La population de la mare de Trinquetaille est soumise à plusieurs pressions environnementales et des conditions suboptimales. Cependant, la méconnaissance de certains paramètres démographiques ne permet pas une étude complète de la dynamique de cette population (survie interannuelle notamment). Il est essentiel de poursuivre des suivis sur le long terme, annuels ou biannuels, afin de mieux appréhender cette dynamique et affiner les résultats. Un nouveau suivi en 2021 est prévu pour pouvoir étudier l'évolution de la population sur 3 années consécutives. Il serait intéressant de pouvoir associer au protocole CMR de 2021, une analyse des états corporels des individus et de la disponibilité alimentaire de la mare afin d'affiner les connaissances sur les conditions environnementales du site, et leur impact sur la population. Une fine analyse du fonctionnement hydrologique de la mare est également prévue en 2020 et 2021 dans la perspective d'une nouvelle restauration fonctionnelle du site.

## **Bibliographie :**

- Alroy J. (2015). Current extinction rates of reptiles and amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(42), 13003-13008.
- Arntzen J.W., Teunis S.F. (1993). A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological journal*, 3 :99-110.
- Avise J.C., Hubbell S.P., Ayala F.J. (2008). In the light of evolution II: Biodiversity and extinction. *PNAS*, 105(1) : 11453-11457.
- Bensettiti F., Gaudillat V. (2002). *Cahiers D'habitats Natura 2000. Connaissance et Gestion Des Habitats et Des Espèces D'intérêt Communautaire. Tome 7. Espèces Animales*. La Documentation française.
- Bensettiti F., Puissauve R. (2015). Résultats de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France-Rapportage « Article 17 », Période 2007-2012. MNHN-SPN, Medde, Paris. 204 pp.
- Blondel J. (2005). La biodiversité sur la flèche du temps. *Natures Sciences Sociétés*, 13(3), 296-301.
- Blottiere D. (2017). L'introduction du champignon pathogène *Batrachochytrium* salamandrivorans, une menace sans précédent pour les salamandres européennes.
- Borner L. (2012). Dynamique de la population de tritons crêtés (*Triturus cristatus*) de l'étang de Valliguières (Gard). Mémoire, Ecole Pratique des hautes études, 53pp.
- Butchart S. H., Walpole M., Collen B., Van Strien A., Scharlemann J. P., Almond R. E., *et al.* (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Calmanovici B., Waayers D., Reisser J., Clifton J., Proietti M. (2018). I3S Pattern as a mark-recapture tool to identify captured and free-swimming sea turtles : an assessment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 589 : 267-272.
- Cayuela H., Arsovski D., Bonnaire E., Duguet R., Joly P., Besnard A. (2016). The impact of severe drought on survival, fecundity, and population persistence in an endangered amphibian. *Ecosphere*, 7(2):e01246.10.1002/ecs2.1246.
- Cayuela H., Cruickshank S.S., Brandt H., Ozgul A., Schmidt B.R. (2019). Habitat-driven life history variation in an amphibian metapopulation. *Oikos*, doi: 10.1111/oik.06286 , 12pp.
- CEN PACA (2017). Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles de Provence-Alpes-Côte d'Azur.
- Collins J.P., Storfer A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions*, 9, 89-98.
- D'Amen M., Vignoli L., Bologna M.A. (2007). The effects of temperature and pH on the embryonic development of two species of *Triturus* (Caudata: Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 28 : 295-300.
- DELACHAUX (2018). Guide des amphibiens et reptiles de France et d'Europe. *Delachaux et Niestlé*.
- Denoël M., Demars, B. (2008). The benefits of heterospecific oophagy in a top predator. *Acta oecologica*, 34(1), 74-79.
- Denoël M. (2012). Newt decline in Western Europe: highlights from relative distribution changes within guilds. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2887-2898.
- Dodd Jr C. K. (1993). Cost of living in an unpredictable environment: the ecology of striped newts *Notophthalmus perstriatus* during a prolonged drought. *Copeia*, 605-614.
- Drechsler A., Bock D., Ortman D., Steinfartz S. (2010). Ortman's funnel trap—a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology Notes*, 3.
- Duff R. A. (1989) The migrations and terrestrial habitat utilisation of a population of great crested newts, *Triturus cristatus*. at little wittenham wood, Oxfordshire. Thèse, Durham University. 106pp.
- Dutton D. (2009). Great crested newt : species action plan.

- Edgar, P. & Bird, D.R. (2006) Action plan for the conservation of the crested newt *Triturus cristatus* species complex in Europe. Strasbourg, France.
- Egea-Serrano A., Relyea R.A., Tejado M., Torralva M. (2012). Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review. *Ecology and Evolution*, 2(7) : 1382–1397.
- Ficetola G.F., Maiorano L. (2016). Contrasting effects of temperature and precipitation change on amphibian phenology, abundance and performance. *Oecologia*, 181 : 683–693.
- Francillon-Vieillot H., Arntzen J.W., G éraud J. (1990). Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* and their hybrids (Amphibia, Urodela): a skeletochronological comparison. *Journal of Herpetology*, 24(1) : 13-22.
- Genre, T., Rufay X. (2005). Confirmation de la présence d'une population de Tritons crêtés *Triturus cristatus* à la Capelle-et-Masmolène (Gard). *Bulletin Meridionalis*, 7: 64-71.
- Genre T., Cheylan M., Lombardini K., Olivier A. (2006). Le Triton crêté dans la basse vallée du Rhône (Gard, Vaucluse et Bouches du Rhône). Distribution, problématique de conservation et étude de cas In *Journée technique Triton crêté*, CRDP Grenoble CORA Isère, 21 novembre 2006.
- Geniez P., Cheylan M. (2012). Le Triton crêté, in : Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes - Atlas biogéographique. Ed : Biotope, Mèze, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 80-89.
- Green, D. M. (2003). The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological conservation*, 111(3), 331-343.
- Griffiths R.A., Williams C. (2010). Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). *RANA*, 9 : 239-241.
- Gustafson D.H., Malmgren J.C., Mikusiński G. (2011). Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purposes, a study on the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Annales Zoologici Fennici*, 48(5) : 295-307.
- Hagström, T. (1979). Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. *Ecography*, 2(2), 108-114.
- Hartel T., Bancila R., Cogalniceanu D. (2011). Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02655.x, 11pp.
- Hayes, T. B., Falso, P., Gallipeau, S., & Stice, M. (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 921-933.
- Hedlund L., Robertson J.G.M. (1989). Lekking Behaviour in crested newts, *Triturus cristatus*. *Ethology*, 80 (4) :111-119.
- Hopkins G.R., Brodie Jr E.D., Neuman-Lee L.A., Mohammadi S., Bruschi G.A., Hopkins Z.M., French S.S. (2016). Physiological responses to salinity vary with proximity to the ocean in a coastal amphibian. *Physiological and Biochemical Zoology*, 89(4) : 322–330.
- IUCN. Red list. Disponible sur : <<https://www.iucnredlist.org/species/22212/9365894>> (consulté le 11/05/2020).
- Jarvi L.E. (2012). Microhabitat preferences of the great crested newt *Triturus cristatus* in a woodland area. Thèse. The open university. 251 pp.
- Kinne O. (2006). Successful re-introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. *Endang. Species Res.*, 1 : 25–40.
- Lefebvre G., Redmond L., Germain C., Palazzi E., Terzago S., Willm L., Poulin B. (2019). Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. *Science of the Total Environment*, 692 : 546–555.
- Madden, N. & Jehle, R. (2013). Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crested newt surveys (*Triturus cristatus*). *The Herpetological Journal*, 23, 241–244.

- Marco A., Lizana M., Alvarez A., Blaustein A.R. (2001) Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. *Animal behaviour*, 61 : 639–644.
- McCallum, M.L. (2007). Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology*, **41**, 483–491.
- Mermod, M., Zumbach, S., Pellet, J. & Schmidt, B. (2010). Notice pratique pour la conservation du triton crêté *Triturus cristatus* & *T. carnifex* et du triton lobé *Lissotriton vulgaris*.
- Miaud C., Joly P., Castanet J. (1993). Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. *Can. J. Zool.*, 71 : 1874- 1879.
- Miaud C. (1994). Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia : Urodela). *Copeia*, 2 : 535-537.
- Miaud, C. (2013). Un champignon menace les amphibiens. *PLoS ONE*, 7(7), e41481.
- Murton K.M. (2009). Phenological Change in palmate *Lissotriton helveticus*, smooth (*L. vulgaris*) and great crested (*Triturus cristatus*) newts at Llysdinam Pond in mid-Wales. These. University of Cardiff, 272 pp.
- Nichols, J. D., & Pollock, K. H. (1990). Estimation of recruitment from immigration versus in situ reproduction using Pollock's robust design. *Ecology*, 71(1), 21-26.
- Olgun K., Uzum N., Avci A., Miaud C. (2005). Age, size and growth of the southern crested newt *Triturus karelinii* (Strauch 1870) in a population from Bozdag (Western Turkey). *Amphibia-Reptilia* , 26 : 223-230.
- Ortiz-Santaliestra M.E, Marco A., Fernández M.J., Lizana M. (2006). Influence of developmental stage on sensitivity to ammonium nitrate of aquatic stages in amphibian. *Environmental toxicology and chemistry*, 25(1): 105-111.
- Ortmann, D., Hachtel, M., Sander, U., Schmidt, P., Tarkhishvili, D. N., Weddeling, K., & Böhme, W. (2006). Capture effectiveness of terrestrial drift fences and funnel traps for the Great Crested Newt, *Triturus cristatus*. In *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*. pp (Vol. 103, p. 105).
- Parrain, N. (2005). Point sur l'état des connaissances du Triton crêté en Drôme Ardèche. *Le Bièvre*, **20**, 3–8p.
- Parrain, N. (2010). *Atlas Préliminaire Des Reptiles et Des Amphibiens de La Drôme*. Société Herpétologique de France / Groupe Herpétologique drômois / LPO Drôme.
- Pedrono, J. (2019). Actualisation des données de présence du Triton crêté, *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), en Basse Vallée du Rhône, à l'extrémité sud de son aire de répartition mondiale, et suivi de la population la plus méridionale connue, à Arles (13). Mémoire, Université d'Angers. 53pp.
- Pimm S.L. (2001). *The World According to Pimm*, New York, McGraw Hill.
- Raven P.H. (2002). Science, sustainability and the human prospect, *Science*, **297**, 954-958.
- Renet J., Olivier, A. (2012). Le Triton crêté *Triturus cristatus* Laurenti, 1768 (Caudata : Salamandridae) en région Provence-Alpes-Côte d'Azur : enjeux et problèmes de conservation de l'unique population connue. *Nature de Provence* 1 : 15–20.
- Renet J., Priol P., Laval C. (2016). Rapport d'expertise : Etude environnementale sur une espèce protégée : le Triton crêté. Saint Martin de Crau, 22pp.
- Rödger, D., Kielgast, J., Bielby, J., Schmidlein, S., Bosch, J., Garner, T.W.J., Veith, M., Walker, S., Fisher, M.C. & Lötters, S. (2009). Global Amphibian Extinction Risk Assessment for the Panzootic Chytrid Fungus. *Diversity*, **1**, 52–66.
- RNF « Amphibiens et reptiles ». (2013). Protocole commun de suivi des Amphibiens des mares à l'aide d'Amphicaps. 16pp.
- Sala, O.E., Stuart Chapin III, F., Armesto, J.J., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100, *Science*, **287**, 1770-1774.
- Salice C.J. (2012). Multiple stressors and amphibians : contributions of adverse health effects and altered hydroperiod to population decline and extinction. *Journal of Herpetology*, 46(4) : 675-681.

- Sannolo M., Gatti F., Mangiacotti M., Scali S., Sacchi R. (2016). Photo-identification in amphibian studies: a test of I3S Pattern. *Acta Herpetologica* 11(1): 63-68.
- Slatyer, R.A., Hirst, M. & Sexton, J.P. (2013) Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern (ed D Kleijn). *Ecology Letters*, **16**, 1104–1114.
- Storfer, A. (2003). Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distributions*, **9**, 151–163.
- Treilibs C.E., Pavey C.R., Hutchinson M. N., Bull C. M. (2016). Photographic identification of individuals of a free-ranging, small terrestrial vertebrate. *Ecology and Evolution*, 6(3) : 800–809.
- UICN France, MNHN & SHF (2015). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. Paris, France. 12pp.
- Van Buskirk J. (2007). Body size, competitive interactions, and the local distribution of *Triturus* newts. *Journal of Animal Ecology*, 76 : 559–567.
- Wake D.B., Vredenburg V.T. (2006). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *PNAS*, 105(1) : 11466-11473.
- Weinbach A., Cayuela H., Grolet O., Besnard A., Joly P. (2018). Resilience to climate variation in a spatially structured amphibian population. *Scientific Reports*, 8 : 14607, DOI:10.1038/s41598-018-33111-9 3, 9pp.
- Wilcox J.T., Vang C.D., Muller B.R., Alvarez J.A. (2010). Drought influences reproductive timing in two newt (*Taricha*) congeners. *Herpetology Notes*, 10 : 585-587.
- WWF. Rapport Planète Vivante de 2018. Disponible sur : <<https://www.wwf.fr/rapport-planete-vivante-2018>> (consulté le 08/05/2020).

**Résumé :**

De par des facteurs d'origine anthropique et environnementale, la crise de la biodiversité actuelle favorise le déclin de nombreux vertébrés, notamment chez les amphibiens, avec près de 30% des espèces connues à ce jour menacées d'extinction. Le triton crêté, *Triturus cristatus*, est une espèce parapluie permettant la préservation et la régulation de certaines espèces occupant son milieu. Malgré un état de conservation mondial seulement classé en « Préoccupation mineure », son état est considéré comme « En Danger Critique » dans la région PACA. Sa population la plus méridionale de France métropolitaine, située dans la mare de Trinquetaille (13), est soumise à de nombreuses pressions environnementales, dans des conditions suboptimales. Avec un effectif estimé à 484 individus [IC 95% : 398 – 588] en 2020, la population a quasiment doublé par rapport à 2019 mais l'effectif est encore très loin de celui estimé en 2014. Les résultats de ce suivi ont permis de confirmer des hypothèses déjà émises en 2019. L'absence de larve et d'individu immature observés montre un recrutement quasi-inexistant depuis 2017, qui peut être faible pour certaines années. Par ailleurs, l'étude constate que de nombreux individus matures choisissent de ne pas s'investir certaines années dans la reproduction mais plutôt dans leur survie en optimisant leur fitness jusqu'à une année plus favorable. Malgré l'augmentation de l'effectif, l'état de la population est à surveiller. Une population isolée comme celle de Trinquetaille, avec de grandes pressions environnementales et une hydropériode dépendante seulement de la pluviométrie, est beaucoup plus sensible aux perturbations et susceptible de s'éteindre.

Mots clés : Reproduction, Capture-Marquage-Recapture, conditions environnementales, effectif, hydropériode

**Abstract : Estimates of the demographic parameters of a population of great crested newt in the Gard (13)**

Due to anthropogenic and environmental factors, the current biodiversity crisis is leading to the decline of many vertebrates, particularly amphibians, with nearly 30% of known species threatened with extinction. The crested newt, *Triturus cristatus*, is an umbrella species that allows the preservation and regulation of many species occupying its environment. Despite a global conservation status only classified as "Least Concern", its state is considered as "Critically Endangered" in the PACA region. Its southernmost population in metropolitan France, located in the Trinquetaille pond (13), is subject to numerous environmental pressures in suboptimal conditions. With an estimated 484 individuals [95% CI: 398 - 588] in 2020, the population, which is still open, has almost doubled compared to 2019 but is still very far from the number estimated for 2014. The results of this study have made it possible to confirm hypotheses already made in 2019. The absence of larvae and immature individuals observed shows almost non-existent recruitment, which may be low for some years. Furthermore, the study found that several mature individuals choose not to invest in reproduction in certain years but rather in their survival by optimizing their fitness until a more favourable year. Despite the increase in numbers, the state of the population needs to be monitored. An isolated population such as Trinquetaille, with high environmental pressures and a hydroperiod dependent only on rainfall, is much more sensitive to disturbance and susceptible to extinction.

Keywords : Reproduction, Capture-Mark-Recapture, environmental conditions, numbers, hydroperiod