



Université de Bourgogne - Master STS – ETE
Spécialité Biologie des Organismes et des Populations

Mémoire de stage de Master deuxième année
Année universitaire 2013-2014

Estimation de la taille et dynamique des populations de Triton crêté (*Triturus cristatus*) Wallonne (Belgique): les recommandations pour la conservation de l'espèce

par : Elodie Zrak



Réalisé sous la direction de Thibaut Goret, coordinateur du projet LIFE Prairies bocagères.
Natagora – Rue Nanon, 98 – 5000 Namur (Belgique)

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	1
MATÉRIEL ET MÉTHODE	4
• Modèle biologique.....	4
• Site de l'étude.....	6
• Description du protocole	6
➤ Capture-Marquage-Recapture (CMR)	6
➤ Mesures morphologiques	7
➤ Mesures des caractéristiques de la mare	8
• Analyses	9
➤ Estimation de la taille des populations.....	9
➤ Analyses Statistiques	9
RÉSULTATS	10
• Taille des populations.....	10
• Caractéristiques de l'habitat aquatique et terrestre.....	11
• Effort de capture	13
• Variation du taux de capture et recapture au cours de la saison	14
• Dynamique et répartition de la population du site de Comognes.....	15
• Efficacité des nasses au cours de la saison.....	18
• Morphologie des individus.....	19
DISCUSSION	21
• Recommandation en terme d'effort de capture pour la suite du projet.	21
• Caractéristiques écologiques de l'habitat	22
• Caractéristiques des populations sur les différents sites	23
• Dynamique et démographie des populations	25
• Morphologie des individus.....	26
• Recommandations pour la conservation de l'espèce.....	26
BIBLIOGRAPHIE	
ANNEXES	
REMERCIEMENTS	
RÉSUMÉ.....	

INTRODUCTION

Dans certains milieux, plusieurs dépressions naturelles accueillent de façon temporaire ou permanente des eaux stagnantes. Ces mares trouvent leur origine dans l'activité humaine. Bien qu'il existe des mares naturelles (creux dans les roches, creux d'un arbre déraciné, zones inondables au sein des fonds de vallées...), la plupart ont été conçues volontairement par l'homme pour répondre aux besoins quotidiens en eau. D'autres sont apparues dans les carrières, ou sont des cratères créés par les bombes durant la guerre (Graitson et al. 2009). Jusqu'au milieu du 19^{ème} siècle, les mares agricoles étaient utilisées par les agriculteurs pour de multiples fonctions. La principale était pour un usage agricole, car les mares servaient d'abreuvoir au bétail et pour l'irrigation de certaines cultures. Elles servaient également pour les usages domestiques (boisson, cuisine, toilette ou lessive), avant l'arrivée de l'eau courante dans les foyers. Enfin, elles avaient un rôle artisanal (assouplissement des osiers, énergie hydraulique...) (Graitson et al. 2009). Cependant à la fin du 19^{ème} siècle l'image des mares agricoles se dégrade. Stagnantes, elles sont considérées comme impropre à la consommation et vectrices de maladies. Croyant que les mares étaient à l'origine des épidémies de l'époque plutôt qu'à un manque général d'hygiène, des puits ont été creusés, renforçant ainsi le détachement pour ces milieux (Graitson et al. 2009). De plus, après la Seconde Guerre mondiale les cultures et l'élevage s'intensifient, laissant peu de place pour ces zones humides. Des techniques modernes d'abreuvement et d'alimentation en eau des prairies (pompes) ainsi que l'installation de l'eau courante ont mis fin à l'utilisation des mares. Abandonnées, certaines se sont comblées naturellement, d'autres ont été remblayées, ou ont été dégradées par le surpâturage du bétail ou même transformées en étangs de pêche (Graitson et al. 2009).

Pourtant les mares agricoles avaient un rôle important pour les agriculteurs. Par leur faible profondeur et surface en comparaison des lacs et étangs, les mares sont propices à la flore et la faune aquatique. La lumière atteignant le fond de la mare, la croissance végétale est favorisée et la chaleur privilégiée, par un taux d'ensoleillement important, le développement de la faune aquatique. Les caractéristiques physiques de la mare en font un milieu riche en espèces (Knutson et al. 2004). De plus, la présence d'oiseaux, d'insectes et de batraciens naissant ou vivant aux alentours de la mare favorisent la régulation d'espèces nuisibles pour les cultures, par leurs interactions qui rendent cet écosystème dynamique. Certaines espèces jouent donc un rôle d'auxiliaire pour lutter contre les ravageurs de cultures. Bien que plusieurs études aient montré l'importance de ces habitats pour la biodiversité locale (Linton & Goulder 2000; Knutson et al. 2004; Biggs et al. 2005), l'eutrophisation incessante liée aux

activités humaines affaiblit ces milieux humides (Houlahan et al. 2000; Brönmark & Hansson 2002; Angélibert et al. 2004). L'apport excessif d'engrais et de déjections animales entraînent une pollution des eaux avec des concentrations élevées en nitrate et en phosphore qui ralentissent la croissance des végétaux et asphyxient le milieu. De plus, l'utilisation intensive de produits phytosanitaires cause, par le ruissellement des eaux provenant des cultures, une pollution des mares. Les pressions anthropiques exercées sur les mares dans les milieux agricoles menacent ces milieux subsistants (Boone & Semlitsch 2002). Les mares connaissent également l'eutrophisation naturelle, c'est-à-dire une évolution naturelle comblant le milieu aquatique. Plus le milieu évolue, plus il devient riche et accueille de la matière, et colluvions favorisant ainsi le développement végétal et animal.

Parmi la faune des mares, les amphibiens sont certainement un des groupes les plus emblématiques. Leurs populations sont en déclin à un rythme alarmant dans de nombreuses parties du monde et cette tendance a été particulièrement rapide durant les dernières décennies (Beebee & Griffiths 2005). Un fort déclin a pu être mis en évidence depuis la fin des années 1940, même pour les espèces abondantes telles que le crapaud commun et la grenouille rousse. En effet, 32 % des amphibiens sont menacés d'extinction au niveau mondial (Baillie et al. 2004). Ils ont le triste privilège d'être le taxon le plus vulnérable au processus d'urbanisation, mais aussi le plus menacé d'extinction (Stuart et al. 2004). La principale cause de ce déclin est l'altération ou la dégradation de leurs habitats. Les amphibiens ont un cycle biphasique. Au stade larve et têtard, ils mènent une vie aquatique et au stade juvénile et adulte, une vie terrestre. Ils vont donc se reproduire au sein d'habitats aquatiques et hiverner en milieu terrestre, notamment forestier. La fragmentation des habitats conduit à des changements sur la dynamique des populations (Baguette et al. 2013). En effet, la plupart des amphibiens ont une dynamique en métapopulation, c'est-à-dire un ensemble de populations locales spatialement subdivisées (Hanski & Gaggiotti 2004). Les populations locales sont connectées entre elles par la dispersion des individus, et la connectivité entre les sites de reproduction est essentielle au bon déroulement de cette dynamique (Rothermel 2004). La distance entre les différents sites étant de plus en plus importante, en raison de l'altération du paysage, la probabilité de déplacement d'une population à une autre est réduite (Marsh & Trenham 2001; Werner et al. 2007), augmentant ainsi la probabilité d'extinction face à l'isolement (Griffiths 2004; Heard et al. 2012). La connectivité entre les habitats est donc directement liée au taux de colonisation (Pellet et al. 2007; Werner et al. 2009). Par la construction de routes, l'urbanisation fragmente également le paysage, ce qui n'est pas sans

conséquence sur les populations d'amphibiens, en particulier lors des migrations vers les sites de reproduction (Vos & Chardon 1998; Gibbs & Shriver 2005; Fahrig & Rytwinski 2009).

Le déclin général des populations a également été en partie causé par un agent pathogène : le champignon chytride, (*Batrachochytrium dendrobatidis*). Les populations d'amphibiens d'Amérique, d'Europe, d'Australie et de Nouvelle Zélande sont touchées par le pathogène (Berger et al. 1998). Il attaque la peau des individus, portant atteinte à leur respiration cutanée et leur osmorégulation. Un autre facteur impactant sur les populations d'amphibiens est la présence d'espèces exotiques. La compétition et la prédation entre ces différentes espèces causent une survie réduite et des modifications dans l'utilisation de l'habitat. Par exemple, l'introduction de la grenouille taureau (*Rana catesbeiana*), originaire d'Amérique, dans plusieurs pays Européens est une des causes majeures du déclin des espèces natives d'amphibiens (Ficetola et al. 2007). La forte pression de prédation qu'elle exerce sur son aire de répartition et le taux élevé de survie des larves bouleversent les écosystèmes naturels et menacent la faune des zones humides (Keafer et al. 2007). De plus, la grenouille taureau a été identifiée comme étant un réservoir du champignon chytride (Dejean et al. 2010).

La protection des espèces et de leurs habitats est donc indispensable pour ralentir ce déclin. Elle n'est possible que par la mise en place de zones protégées. Le réseau Natura 2000 est le plus large réseau de sites protégés au monde et couvre près de 20 % du territoire européen. Natura 2000 a pour objectif de préserver, à long terme, les habitats et les espèces à fort intérêt patrimonial, tout en permettant aux propriétaires des sites de continuer à valoriser économiquement leur territoire. Afin d'aider financièrement la restauration des milieux au sein des zones Natura 2000, l'Union Européenne dispose d'un outil privilégié : les projets LIFE et en particulier les projets LIFE-Nature. Plus de 3700 projets ont ainsi été cofinancés par l'Union Européenne en faveur des espèces et des habitats les plus menacés depuis 1992.

Natagora est la plus grande ONG préservant la biodiversité des habitats naturels en Wallonie. La Belgique possède des sites Natura 2000 sur 13 % de son territoire. Au total Natagora gère 4300 hectares de réserves naturelles dont la quasi-totalité en Natura 2000. Au sein de l'association, plusieurs projets LIFE-Nature ont été réalisés et d'autres sont en cours. Parmi les 4 projets LIFE en cours au sein de l'association, le LIFE Prairies bocagères a pour objectif de restaurer de vastes surfaces de prairies maigres de fauche (150 hectares) et d'un réseau bocager favorable à plusieurs espèces animales, vu le mauvais état de conservation des prairies et des espèces associées. Plus précisément, il vise à restaurer un réseau bocager

favorable à plusieurs espèces menacées telles que la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), l'agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale*), 3 espèces de chauves-souris (*Myotis emarginatus*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *Rhinolophus hipposideros*) et le triton crêté (*Triturus cristatus*). Le triton crêté est une espèce « en danger d'extinction » en Wallonie (Jacob & Denoël 2007). Sa répartition est fragmentée et localisée sur seulement quelques régions. De nombreux sites occupés sont actuellement très isolés (Jacob & Denoël 2007). Les tailles des populations se sont fortement réduites depuis plusieurs décennies. Un grand nombre de populations adultes ont des effectifs d'une dizaine d'individus seulement (Denoël 2004). L'espèce est protégée en Europe et elle est à ce titre citée dans l'annexe II de la convention internationale de Berne et reprise dans l'Annexe II de la Directive 92/43/CEE, mieux connue sous le nom de Directive « Faune-Flore-Habitats » de l'Union Européenne. Elle est également classée parmi les espèces « Dépendantes de mesures de conservation » par l'IUCN (IUCN 2008). D'après le Décret Natura 2000 du 6 décembre 2001, c'est une espèce intégralement protégée qui fait l'objet d'une désignation des Zones Spéciales de Conservation (ZSC).

Afin de définir les meilleures propositions de gestion face au déclin des populations Wallonnes de triton crêté, un état zéro sur la dynamique des populations doit être mis en place. La présente étude dispose de plusieurs objectifs. Tout d'abord, (i) estimer la taille de plusieurs populations belges de tritons crêtés situées dans la province de Namur, sur les sites « Natura 2000 » de l'association et (ii) déterminer les facteurs écologiques, biotiques ou abiotiques, pouvant régir l'abondance de cette espèce. Ensuite, (iii) connaître la dynamique et la structure démographique de ces populations et ainsi, (iv) donner des recommandations pour la conservation et la poursuite des recherches de l'espèce dans le cadre du projet.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

- ***Modèle biologique***

Le triton crêté, *Triturus cristatus* (Laurenti 1768), est un urodèle appartenant à la famille des Salamandridés. Mesurant de 10 à 15 cm pour les mâles et 11 à 18 cm pour les femelles, le triton crêté est le plus grand parmi les autres tritons (Triton palmé, alpestre et ponctué) (Jacob & Denoël 2007). Il possède une peau verruqueuse dont la couleur fluctue en saison de reproduction. En période nuptiale le mâle se distingue de la femelle par sa crête dorsale prononcée et dentelée alors que la femelle se différencie par un dessous orangé au niveau de

la queue et un cloaque fin. Le mâle est mature dès l'âge de 2 ans et la femelle entre 2 et 3 ans, avec une espérance de vie moyenne respective de 14 et 16 ans. (Miaud & Joly 1993).

Par rapport aux 3 autres espèces de tritons présentes en Wallonie, le triton crêté est l'espèce dont les exigences en terme d'habitat sont les plus prononcées. En période de reproduction, le triton crêté adopte des milieux stagnants et permanents (Jacob & Denoël 2007). La qualité des eaux est un critère important dans la sélection des sites de reproduction. La présence de poissons, prédateurs d'œufs et de larves de tritons (Lowe & Bolger 2002; Orizaola & Laurila 2008), conduit le triton crêté à choisir des sites de reproduction dépourvus de ces derniers (Joly et al. 2001; Skei et al. 2006; Denoël & Ficetola 2008). Située en milieu ouvert, la mare bénéficie d'un taux d'ensoleillement important. (Simon 2000; Jacob & Denoël 2007). Plus la température est élevée, plus le développement larvaire est rapide, ce qui facilite la survie des larves (Ficetola & De Bernardi 2004; Gustafson et al. 2009). De plus, l'ensoleillement favorise le développement de la végétation, fournissant à la fois des supports de ponte, une oxygénation du milieu favorable à d'autres espèces et ainsi une source de nourriture pour les tritons (Joly et al. 2001; Jacob & Denoël 2007). Le dépôt des œufs sur les plantes aquatiques, aussi appelé oviposition, fait office de cachette contre une potentielle prédation (Vos & Chardon 1998; Gustafson et al. 2006; Hamer & McDonnell 2008). Ainsi l'habitat aquatique nécessite une végétation dense, notamment de macrophytes, qui sont soit immergés, soit flottants (Joly et al. 2001; Oldham et al. 2000; Gustafson et al. 2006; Hartel et al. 2010). Un autre facteur privilégiant la persistance des populations de tritons crétes est la profondeur et la surface du site de reproduction (Ficetola & De Bernardi 2004; Denoël & Ficetola 2008). Une surface et une profondeur minimale de 150 m² et de 70 cm respectivement est favorable à l'utilisation du site par le triton crêté (Jacob & Denoël 2007). Le pH de l'eau est proche de la neutralité, sur un sol argilo-limoneux, marneux ou crayeux (Simon 2000; Jacob & Denoël 2007). Le fond de la mare est structuré de branches ou de pierres créant ainsi des refuges. Le changement d'habitat se produit par temps de pluie ou après une période de précipitations (Jacob & Denoël 2007). Les déplacements entre habitats aquatiques sont réalisés sur de courte distance (± 100 m) (Miaud 1990; Jehle 2000; Kupfer & Kneitz 2000). En effet, la persistance à long terme d'une population de triton crêté repose généralement sur la disponibilité d'un réseau de mares suffisamment denses et interconnectés (4 à 8 mares au km²), ainsi que des formations arborées (boisements, haies, fourrés) situées à quelques dizaines ou quelques centaines de mètres des mares (Miaud 1990; Jehle 2000; Joly et al. 2001; Malmgren 2002).

Les tritons passent la plupart de leur cycle de vie dans un habitat terrestre forestier (Semlitsch & Bodie 2003; Gustafson et al. 2011). Après la reproduction, les individus migrent vers des refuges où ils se nourrissent. Ils doivent toutefois trouver des refuges contre les prédateurs, ainsi que des cachettes, à l'abri du gel, pour l'hivernation (Beebee & Griffiths 2005; Jehle & Arntzen 2000; Malmgren 2002). Ces habitats doivent être à proximité immédiate des sites de reproduction car les individus ne se déplacent que sur de faibles distances (Denoël & Ficetola 2008; Gustafson et al. 2011). La dynamique des populations de triton crêté montre que la connectivité entre les habitats est essentielle au maintien des populations (Sinsch 1992; Hels & Nachman 2002; Griffiths 2004).

La répartition du triton crêté au sein des habitats est donc susceptible d'être influencée à la fois par des caractéristiques du milieu aquatique et terrestre (Semlitsch 2002; Gustafson et al. 2011). Ces exigences pour un environnement de qualité sont telles que la population se développe uniquement au sein de milieux stables (Oldham et al. 2000; Malmgren 2002).

- **Site de l'étude**

L'étude a été réalisée dans la région Wallonne de Belgique, au sein de la province de Namur, dans les communes de Beauraing et Rochefort (Fig. 1). 5 sites contenant plusieurs mares ont été prospectés (Fig. 1), représentant 23 mares au total (Annexe 1 & 2).

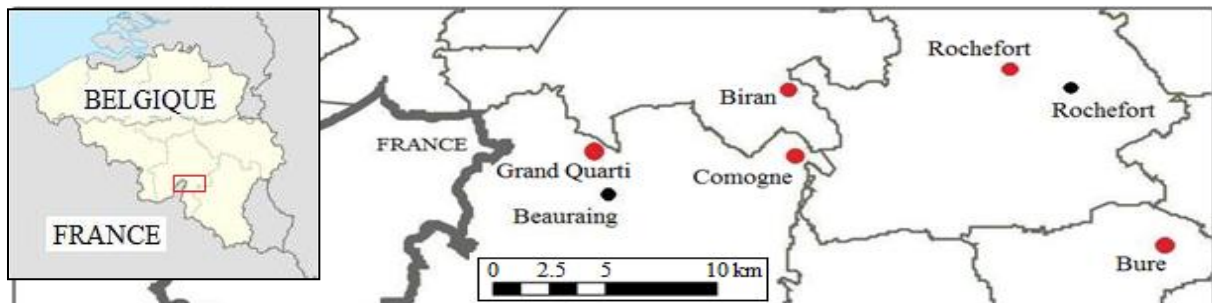


Figure 1. Localisation des 5 sites étudiés (points rouge) et des grandes villes à proximité (points noirs). La carte de gauche montre la localisation générale des sites de l'étude dans la province de Namur en Belgique.

- **Description du protocole**

- *Capture-Marquage-Recapture (CMR)*

Les individus ont été capturés à l'aide de nasses fabriquées à partir de boîtes en plastique (55 x 37.5 x 31.5 cm) et de treillis souple de maille 3 mm servant d'entonnoir. Deux modèles ont été créés : un modèle avec trois entrées identiques sous forme d'entonnoir interne et un autre avec deux entrées internes ainsi qu'un entonnoir extérieur (Annexe 3). Le premier modèle a été utilisé pour une profondeur d'eau supérieure à la hauteur de la nasse et le second pour les faibles profondeurs d'eau.

Les nasses ont été disposées dans les mares tous les deux à trois mètres l'une de l'autre selon un quadrillage. Elles ont été placées dans l'après midi et relevées le lendemain matin, l'efficacité de capture étant plus importante de nuit (Bock et al. 2009). Les individus ont été identifiés individuellement à l'aide d'une photographie ventrale réalisée par un appareil photo numérique « compact » (Nikon Coolpix AW110). Pour réaliser les photos, chaque individu était positionné dans une boîte transparente et immobilisé à l'aide d'une éponge humide (Fig. 2). L'analyse des photographies par le logiciel Wild-ID[®] (Version 1.0.jar) a permis la reconnaissance individuelle de chaque individu. Lorsque l'individu fut capturé à plusieurs reprises, l'association des photographies de ce même individu a permis de connaître le nombre de recapture. Les individus ont ensuite été relâchés sur le lieu même de la capture. Trois sessions de CMR entre la mi-mars et la mi-juin ont été réalisées. Une session de capture représente 3 occasions de captures rapprochées, séparées entre elles de trois jours. Au total, 9 occasions de capture ont donc été réalisées pour chaque mare de chaque site (Annexe 4).

Chaque nasse et matériel de grande taille (botte et cuissarde) ont été désinfectés quotidiennement par du Virkon en dilution 1% à l'aide d'une bouteille équipée d'un bouchon pulvérisateur afin de réduire les risques de dissémination d'agents infectieux et parasitaires. Le matériel a ensuite été séché à l'air (Dejean et al. 2007).

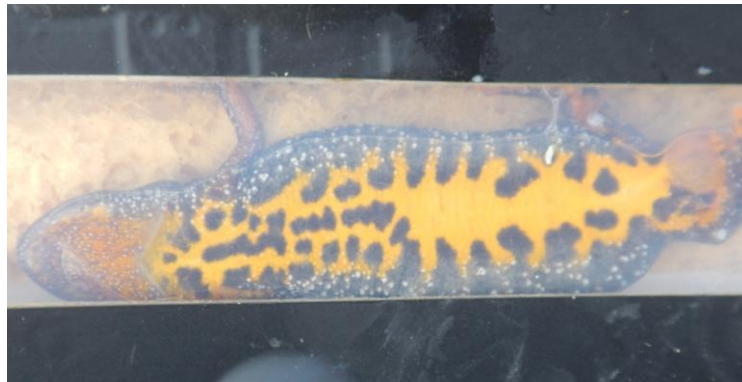


Figure 2. Photographie ventrale d'un triton crêté pour l'identification individuelle.

➤ *Mesures morphologiques*

Chaque individu a été sexé et mesuré du bout du museau à l'extrémité du cloaque (LMA) et du bout du museau à l'extrémité de la queue à l'aide d'une règle métallique de 15 cm (précision de l'ordre du mm), puis pesé à l'aide d'une balance électronique (My Weigh Triton-t2, capacité 550 g) (précision de 0.1 g). Un indice corporel a été calculé avec le quotient du poids et de la LMA pour chaque individu.

Après chaque mesure des individus d'une même mare, le matériel a été désinfecté par du Virkon en dilution de 1% (Dejean et al. 2007).

➤ *Mesures des caractéristiques de la mare*

Pour chaque mare, 10 variables caractérisant l'habitat aquatique et 8 variables définissant l'habitat terrestre ont été relevées.

Les profondeurs maximales et moyennes ont été mesurées à l'aide d'un bâton gradué (précision de l'ordre du cm). Les mesures ont été effectuées sur 3 longueurs de la mare. La surface de la mare a été mesurée par un décamètre (précision à 5 cm près). La moyenne des trois mesures de longueur et de largeur a été calculée afin d'obtenir une surface précise du fait des formes variables des mares. La profondeur et la surface ont été mesurées lors de chaque session. Le pourcentage d'ensoleillement, de végétation et d'eau libre ont été estimés. Le pourcentage d'ensoleillement correspond au pourcentage de la surface de la mare qui reçoit les rayons du soleil. Ce pourcentage a été évalué en tenant compte des ombres formées par les arbres au bord du point d'eau lorsque le soleil était à son zénith. Le pourcentage de la végétation correspond au taux de recouvrement de chaque espèce ou genre végétal présents dans la mare, selon 4 classes (0-10, 11-20, 21-50, >50%). Deux catégories ont été distinguées, à savoir ; la végétation immergée et la végétation émergée (Tab. 1). Un indice de diversité de végétation (Shannon) a été calculé pour chaque mare (Annexe 5). Le pourcentage d'eau libre correspond au pourcentage d'eau dépourvue de végétation. La turbidité a été évaluée selon 4 catégories (transparent, clair, modéré, opaque). Le substrat de chaque mare a été relevé (sable, boue, pierre, vase ou schiste), ainsi que la présence ou l'absence de feuilles en décomposition ou de prédation.

De plus, la présence ou l'absence d'une mare, d'une haie, de broussailles, d'un bois, d'une pâture et d'une route dans un rayon de 100 mètres autour de chaque mare a été relevée, ainsi que le relief selon 3 catégories (plat, incliné-pente, ondulant). La distance entre la mare et le feuillu le plus proche a été mesurée selon 4 catégories (<1m, <10m, >10m, >100m).

Tableau 1. *Liste des espèces végétales immergées et émergées présentes au sein des mares.*

Immergé	Emergé
<i>Lemna trisulca</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Iris pseudacorus</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Glyceria sp</i>
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Potamogeton sp</i>
<i>Ranunculus sp</i>	<i>Alisma plantago-aquatica</i>
<i>Cladophora sp</i>	<i>Eleocharis palustris</i>
<i>Callitriche platycarpa</i>	<i>Equisetum sp</i>
<i>Myriophyllum sp</i>	

- *Analyses*

- *Estimation de la taille des populations*

L'estimation de la taille de la population de chaque mare a été analysée par le logiciel Mark[®] (Version 7.2) à partir du modèle de Jolly-Seber, qui se base sur plusieurs paramètres d'une population ouverte. Ce type de modèle a été choisi puisque les individus peuvent disperser d'un site à un autre sur toute la période de reproduction.

- *Analyses Statistiques*

Les analyses statistiques ont été réalisées sous le logiciel R[®] (R development Core Team 2014, Version 3.1.0), au seuil de significativité de 5%. Les données ne suivant pas une distribution normale avec homoscedasticité (Shapiro-Wilk), des tests non paramétriques ont été appliqués. La comparaison du taux de capture entre les différentes variables a été réalisée par des tests statistiques de Kruskal-Wallis ou de Mann-Whitney, suivant le nombre de variables. Ces derniers sont assortis au d-cohen et de ses intervalles de confiance à 95%. Un taux de recapture a été calculé pour chaque occasion de capture. Il représente le nombre total de recaptures selon lequel les individus ont été capturés au moins une fois au cours des occasions de captures précédentes. Un modèle linéaire a été réalisé entre les variables caractérisant l'habitat aquatique et terrestre et le nombre de tritons crêtés capturés au sein de la mare. Les variables ont préalablement été pondérées afin de simplifier le modèle. Le modèle expliquant le mieux les données a été sélectionné à l'aide du Critère d'Information d'Akaike corrigé (AICc). Pour classer plus facilement les modèles, deux autres critères d'information ont été utilisés : le $\Delta AICc$; qui correspond à la différence entre la valeur de l'AICc du meilleur modèle (AICc le plus petit) et la valeur de l'AICc du modèle qui lui est comparé, et d'autre part, le poids d'Akaike (w_i) ; qui constitue une mesure de la probabilité qu'un modèle soit celui qui ajuste le mieux les données parmi l'ensemble des modèles construits. Des corrélations linéaires ont ensuite été réalisées entre chaque variable du modèle et l'abondance du triton crêté au sein de chaque mare.

RÉSULTATS

- *Taille des populations*

L'étude a été réalisée au sein de cinq sites avec un nombre de mare variant entre 1 et 9. Au total 867 tritons crêtés ont été capturés parmi 23 mares, dont 282 mâles et 224 femelles (Tab.2). Le taux de recapture varie entre les mares, lorsque ce dernier est supérieur à 25% (Tab.2), les intervalles de confiance à 95% se rapprochent de l'estimation de la taille de la population (Tab.3). Aucun individu n'a été capturé au sein de la mare C6 du site de Comognes et des mares Q3, Q6 et Q8 du site du Quarti.

Tableau 2. Nombre total de captures (capture et recapture), nombre de mâles et de femelles capturés (sans recapture) et taux de recapture (%) pour tous les individus, mâles et femelles du triton crêté pour chaque mare présentant l'espèce.

Site	Mare	Nombre total de captures	Nombre de mâles capturés	Nombre de femelles capturées	Taux de recapture (%)	Taux de recapture mâles (%)	Taux de recapture femelles (%)
Comognes	C1	14	4	1	64.29	63.64	66.67
	C2	17	13	3	5.88	23.53	75
	C3	668	233	165	39.97	64.54	75.15
	C4	34	7	9	52.94	78.13	73.53
	C5	73	13	22	52.05	80	69.44
	C7	11	3	5	27.27	25	54.55
Rochefort	R1	2	0	2	0	-	0
	R2	23	2	6	65.22	81.82	70
Bure	BU1	8	1	4	37.50	66.67	50
	BU2	2	1	1	0	0	0
Quarti	Q1	5	1	1	60	66.67	50
	Q2	4	2	2	0	0	0
	Q4	1	0	1	0	-	0
	Q7	1	1	0	0	0	-
	Q9	2	0	1	50	-	50
	Q10	2	1	1	0	0	0

Une seule population est de taille remarquable. Elle est estimée à 572 individus pour la mare C3 (Tab. 3). A l'exception de deux populations estimées à 16 (mare C4) et 39 (mare C5) individus (Tab. 3), sur le site de Comognes, toutes les autres populations sont de taille très faible (Tab. 2 & 3). De part le faible taux de recapture pour les mares C2, R1, Q2 et Q10, la taille de la population est surestimée (Tab. 2 & 3). L'espèce n'a pas pu être détectée dans certaines mares où elle avait pourtant été détectée l'an dernier.

Tableau 3. Estimation de l'abondance des tritons crêtés pour chaque mare (\hat{N}), accompagnée de l'erreur standard (ES) et des intervalles de confiance à 95% (IC 95%). Le nombre exact d'individus différents capturés par mare est noté (N). Chaque mare est associée à sa surface (m²), sa profondeur maximale (Prof max) (cm), l'abondance de la végétation (Végé), son taux d'ensoleillement (Enso) (%) et son taux de turbidité (Turbi).

Site	Mare	N	\hat{N}	ES	IC 95%	Surface	Prof max	Végé	Enso	Turbi	
Comognes	C1	5	5.15	0.21	4.76	5.57	23.78	85	1	100	4
	C2	16	85.93	78.53	18.66	395.71	187.75	119	4	70	4
	C3	401	572.02	29.38	517.28	632.56	206.57	107	4	100	2
	C4	16	16.65	0.43	15.82	17.52	24.00	99.67	4	80	3
	C5	35	39.28	3.21	33.47	46.08	22.33	85	1	100	4
	C6	0	-	-	-	-	30.14	90.67	4	100	4
Biran	C7	8	9.30	1.11	7.36	11.75	39.78	23.33	4	60	3
	BI	0	-	-	-	-	74.71	94.33	2	80	4
Rochefort	R1	2	25.37	16.53	7.91	81.39	33.76	62.33	1	5	2
	R2	8	9.08	0.99	7.35	11.23	29.73	59.67	1	10	2
	R3	0	-	-	-	-	668.46	75.67	3	30	4
	R4	0	-	-	-	-	588.34	80.67	4	50	3
Bure	BU1	5	5.00	0.00	5.00	5.00	110.03	12.50	3	100	2
	BU2	2	2.00	0.00	2.00	2.00	150.05	18	3	100	2
Quarti	Q1	2	2.40	0.00	2.40	2.40	55.53	107	3	90	2
	Q2	4	38.75	30.06	10.09	148.80	73.89	71.33	4	100	2
	Q3	0	-	-	-	-	63.70	105	4	80	2
	Q4	1	1.00	0.00	1.00	1.00	49.84	94	4	70	2
	Q6	0	-	-	-	-	48.84	95	1	10	3
	Q7	1	1.00	0.00	1.00	1.00	65.93	124.33	2	10	2
	Q8	0	-	-	-	-	30.49	84	1	100	2
	Q9	1	1.00	0.00	1.00	1.00	80.82	118.33	2	90	2
	Q10	2	50.30	34.15	15.05	168.15	50.84	86	3	90	2

- **Caractéristiques de l'habitat aquatique et terrestre**

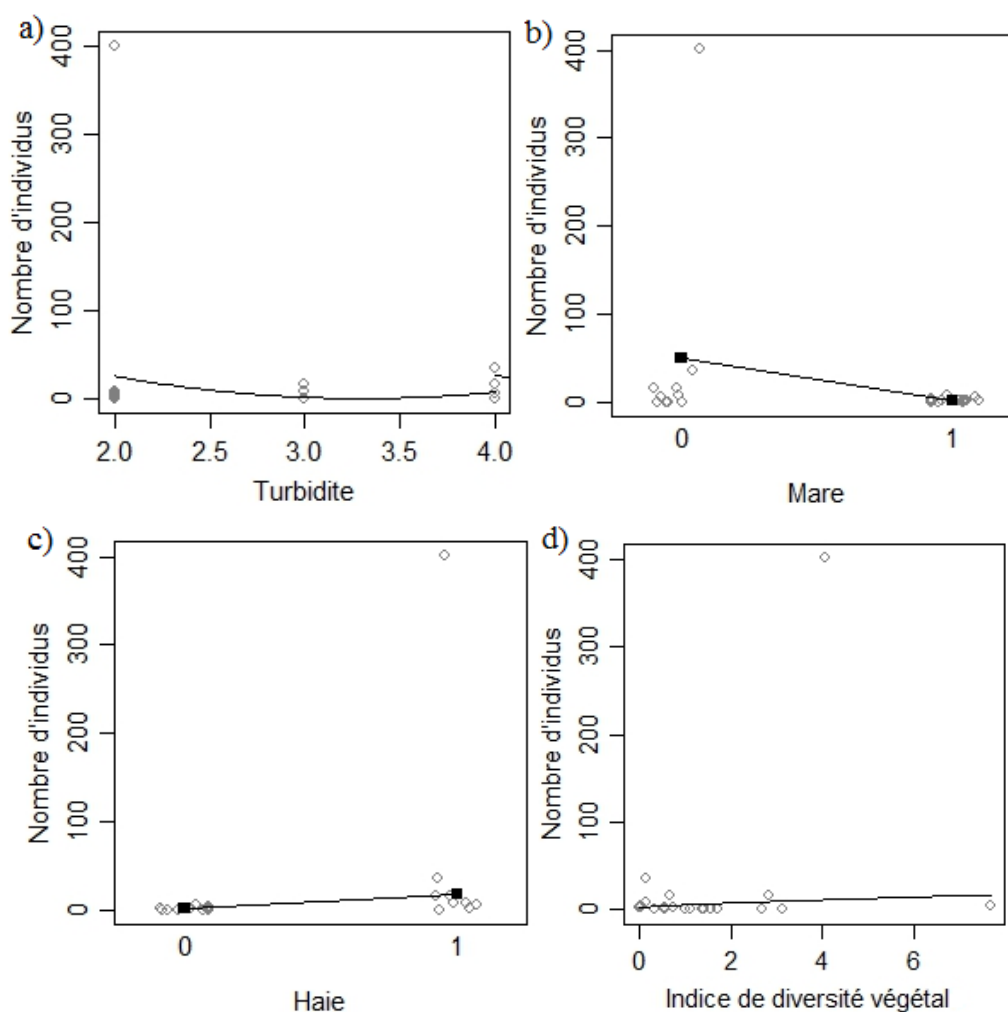
L'abondance du triton crêté est caractérisée par une diversité de plantes aquatiques, une eau claire et une absence de feuilles en décomposition dans le fond de la mare (Tab. 4 & Fig. 3). L'habitat terrestre doit présenter des haies à une distance inférieure à 100 m autour de la mare et la présence d'autres mares à une distance supérieure à 100 m (Tab. 4 & Fig. 3). Cependant les variables ayant un poids plus important sont la turbidité, l'absence de mare et la présence de haie sur un rayon de 100 m (Tab. 5). Lorsque le degré de turbidité, le nombre de mare et de haie augmente d'une unité, le nombre de triton crêté diminue de 8.80 unités, 8.31 unités et augmente de 2.99 unités respectivement (Tab. 5).

Tableau 4. Modèles de la régression linéaire expliquant le mieux l'abondance du Triton crêté. Les modèles sont rangés par ordre croissant à partir du poids (w_i) et de l' $\Delta AICc$ de l'AICc. K représente le nombre de variables incluses dans le modèle.

Rang	Modèle	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
1	diversité_végétal + turbidité + feuille_décomposition + mare + haie	5	121.34	0.00	0.07
2	diversité_végétal + turbidité + mare + haie	4	121.66	0.32	0.06
3	turbidité + feuille_décomposition + mare + haie	4	122.23	0.90	0.04
4	diversité_végétal + triton_ponctué + turbidité + mare + haie	5	122.36	1.02	0.04

Tableau 5. Contribution de chaque variable pour le modèle 1. Le coefficient de régression (β) est accompagné de l'intervalle de confiance à 95% (IC 95%), du degré de liberté (ddl) et du résultat de la régression. Chaque variable est associée à sa contribution dans le modèle (w) et de la moyenne du coefficient pondéré (coef).

Variable explicative	β	IC 95%	ddl	t	P	w	coef
Turbidité	-0,14	-0,52 0,29	21	-0,63	0,535	0,89	-8,80
Mare	-0,28	-0,62 0,15	21	-1,34	0,195	0,88	-8,31
Haie	0,32	-0,11 0,65	21	1,55	0,136	0,70	2,99
Indice de diversité végétale	0,31	-0,11 0,64	21	1,52	0,145	0,51	0,99
Feuille en décomposition	-0,21	-0,58 0,22	21	-1,00	0,327	0,41	-0,93



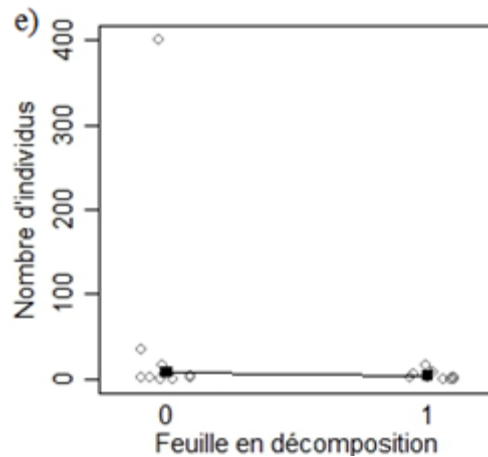


Figure 3. Relation entre le nombre de triton crété et la turbidité de l'eau (a), la présence (1) ou l'absence (0) de mare sur un rayon de 100 m (b), la présence (1) ou l'absence (0) de haie sur un rayon de 100 m (c), l'indice de diversité végétal (d) et la présence (1) ou l'absence (0) de feuilles en décomposition dans la mare (e). Le lien entre les variables est représenté dans le tableau 6.

- **Effort de capture**

Avec la réduction du nombre de session de capture par mare, l'estimation de la taille de la population se rapproche plus ou moins de la taille des populations avec les 3 sessions de capture, hormis pour les très petites populations (Tab. 3 & 6). Cependant si la réduction du nombre de capture se réalise au niveau des occasions de capture, l'estimation de la taille de la population est différente de la taille des populations estimées initialement (Tab. 3 & 6).

Tableau 6. Estimation de l'abondance des tritons crétes pour chaque mare du site de Comognes pour différentes simulations du nombre de session et d'occasion de capture (\hat{N}), accompagnée de l'erreur standard (ES) et des intervalles de confiances à 95% (IC 95%). Le nombre exact d'individus différents capturés par mare est noté (N).

Mare	N	\hat{N}	ES	IC 95%	
Session 2 et 3 avec 3 occasions de capture par session					
C1	5	5.15	0.21	4.76	5.57
C2	12	358.63	100.06	209.69	613.36
C3	355	419.11	8.19	403.35	435.48
C4	12	12.81	0.86	11.23	14.62
C5	34	36.73	1.22	34.42	39.19
C7	4	4.00	0.00	4.00	4.00
Session 2 avec 3 occasions de capture par session					
a	4	4	1.00	4	7
C2	6	-			
C3	264	494.00	42.21	425.00	592.00
C4	5	6.00	1.91	6.00	7.00
C5	26	29.00	3.63	27.00	45.00
C7	4	-			
Session 1, 2 et 3 avec 1 occasion de capture par session (1^{er} jour)					
C1	3	3.39	0.54	2.49	4.61

C2	6	197.11	56.51	113.62	341.93
C3	198	467.49	85.52	327.60	667.14
C4	7	291.79	68.42	185.41	459.19
C5	23	1562.77	232.02	1170.05	2087.31
C7	5	5.00	0.00	5.00	5.00
Session 1, 2 et 3 avec 1 occasion de capture par session (2^{ème} jour)					
C1	4	4.65	0.79	3.34	6.46
C2	10	312.22	62.64	211.52	460.84
C3	204	630.53	181.97	362.19	1097.67
C4	10	10.87	0.74	9.52	12.41
C5	20	35.84	12.97	18.02	71.28
C7	2	50.30	34.15	15.05	168.15

- **Variation du taux de capture et recapture au cours de la saison**

Le taux de capture lors de la 1^{ère} session est 3 fois moins important que durant la 2^{ème} session. Il diminue environ de 10 % lors de la 3^{ème} session en restant toujours plus élevé qu'à la 1^{ère} session. Le taux de capture atteint son maximum pour la 1^{ère} occasion de capture de la 2^{ème} session, du 18 avril au 22 mai, et diminue lors des jours suivants (Fig. 4a). Le taux de recapture est constant à partir du 2^{ème} jour de la 2^{ème} session de capture (Fig. 4b). Plus de 56% des individus capturés ont été capturés une seule fois, plus de 25% ont été capturés deux fois, plus de 10% ont été capturés trois fois, plus de 5% ont été capturés quatre fois et moins de 1% ont été capturés 5 et 6 fois (Fig. 5).

Le taux de recapture des mâles augmente de manière constante dans le temps avec un pic de recapture au 2^{ème} jour de la 2^{ème} session de capture (Fig. 6a). En revanche, le taux de recapture des femelles augmente jusqu'à la 2^{ème} session de capture et diminue à la 3^{ème} session (Fig. 6b). En moyenne le taux de recapture est plus élevé chez les femelles (10.66 ± 5.91) que chez les mâles (7.31 ± 4.81).

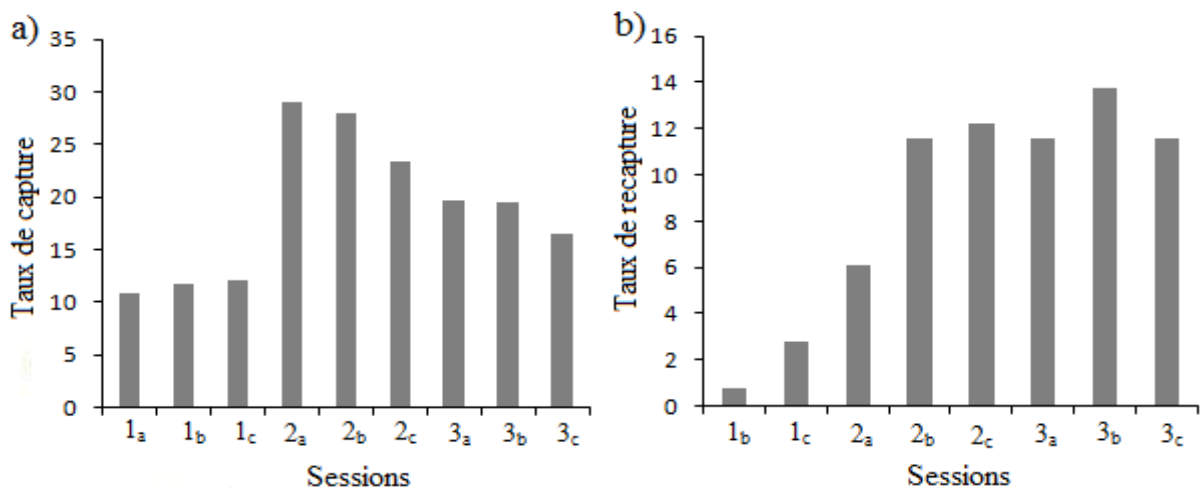


Figure 4. Pourcentage du taux de capture (a) et de recapture (b) en fonction des 3 sessions (1, 2, 3) et des jours de capture (a, b, c) sur l'ensemble des mares.

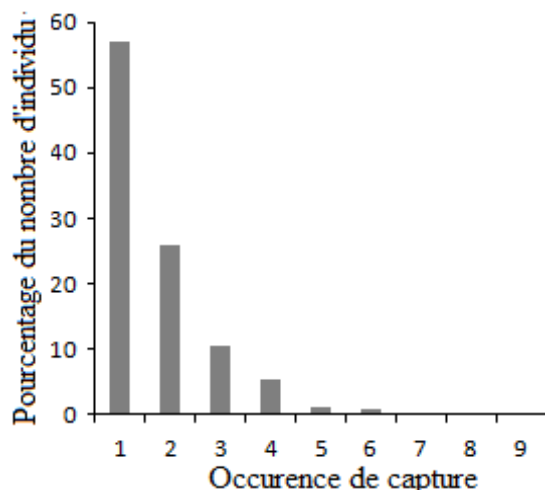


Figure 5. Pourcentage du nombre d'individus capturés en fonction des occurrences de capture sur l'ensemble des mares.

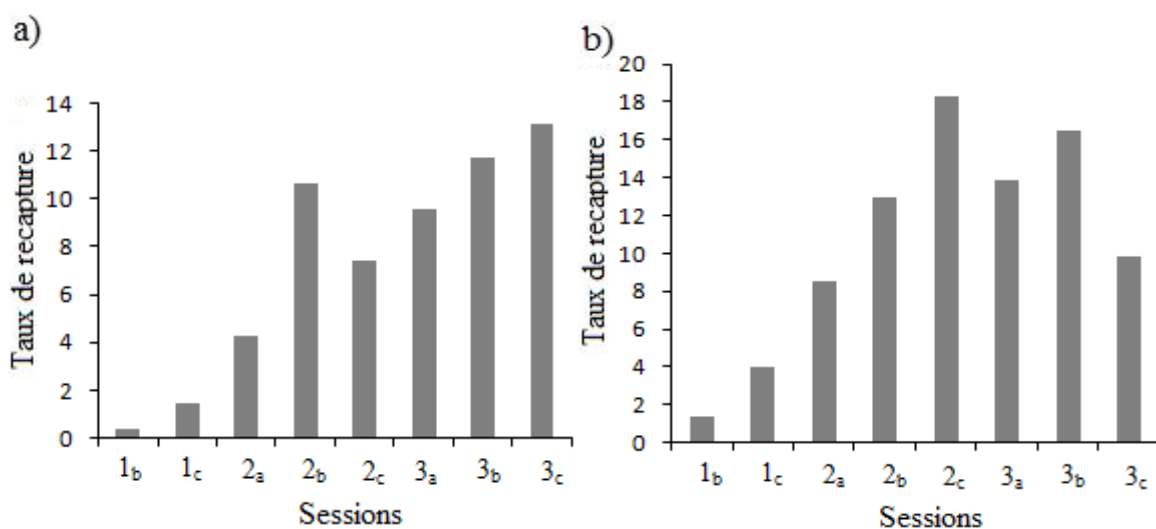


Figure 6. Pourcentage du taux de recapture pour les mâles (a) et femelles (b) en fonction des 3 sessions (1, 2, 3) et des jours de capture (a, b, c) sur l'ensemble des mares.

- ***Dynamique et répartition de la population du site de Comognes***

Seules les données du site de Comognes sont prises en compte pour cette partie des analyses au vu de la taille des populations sur les autres sites (Annexe 6).

Les mares dans lesquelles le taux de capture des tritons crêtés est plus important sont, dans un ordre décroissant : la mare 3, la mare 5 et la mare 4 (Test de Kruskal-Wallis, KW = 51.41, ddl = 6, $p < 0.001$) (Fig. 7).

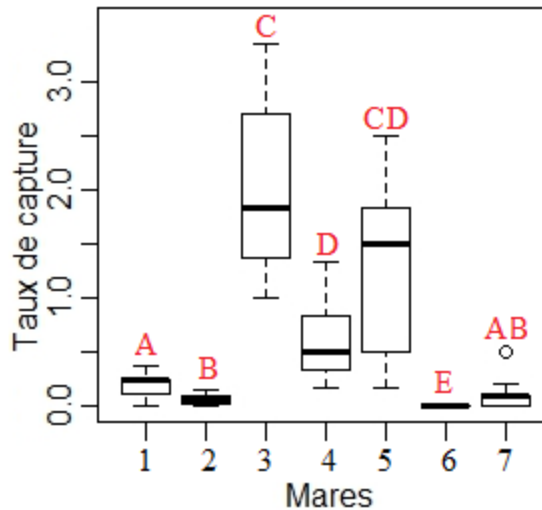


Figure 7. Comparaison du taux de capture des tritons crêtés en fonction des différentes mares du site de Comognes ($n = 63$). La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

Le taux de capture des tritons crêtés est plus important pour les sessions 2 et 3, pour la mare 3 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 16.59$, $ddl = 2$, $p < 0.001$) (Fig. 8a) et pour la mare 5 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 12.56$, $ddl = 2$, $p = 0.002$) (Fig. 8b). En revanche aucune différence n'est observée pour les mares 1 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 3.64$, $ddl = 2$, $p = 0.162$), 2 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 0.99$, $ddl = 2$, $p = 0.609$), 4 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 0.85$, $ddl = 2$, $p = 0.655$) et 7 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 4.34$, $ddl = 2$, $p = 0.114$).

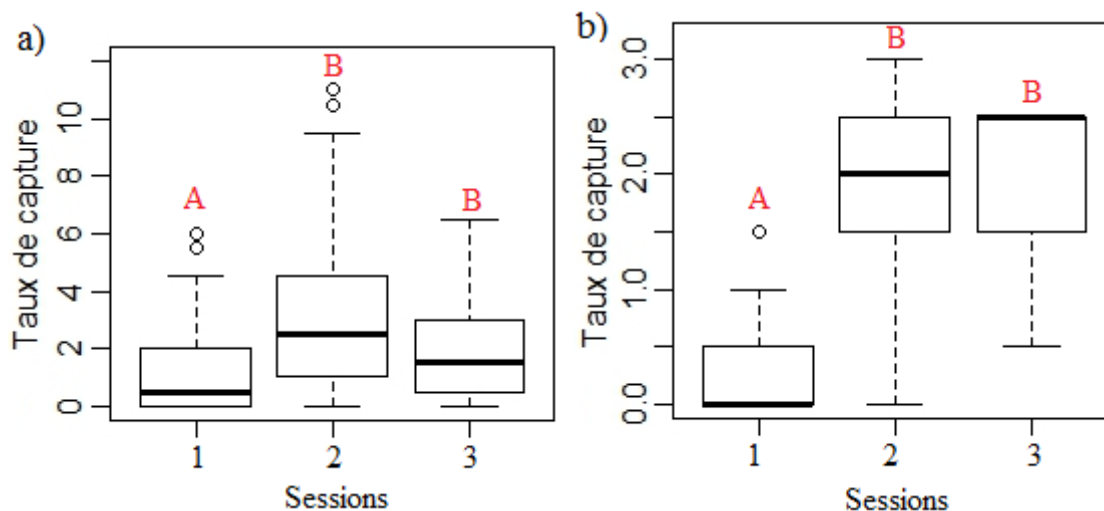


Figure 8. Comparaison du taux de capture pour la mare 3 ($n = 162$) (a) et 5 ($n = 27$) (b) du site de Comognes en fonction des trois sessions. La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

Le taux de capture des mâles est plus élevé que celui des femelles dans la mare 1 (Test de Wilcoxon, $W = 504$, $p = 0.018$, $d\text{-cohen} = 0.58$, IC 95% de 0.14 à 1.05) (Fig. 9a), contrairement à la mare 5 où le taux de capture des femelles est supérieur à celui des mâles (Test de Wilcoxon, $W = 478.5$, $p = 0.039$, $d\text{-cohen} = -0.69$, IC 95% de -1.30 à -0.17) (Fig. 9b). Cependant aucune différence n'est observée pour les mares 2 (Test de Wilcoxon, $W = 10003$, $p = 0.180$, $d\text{-cohen} = 0.18$, IC 95% de -0.04 à 0.37), 3 (Test de Wilcoxon, $W = 12560.5$, $p = 0.492$, $d\text{-cohen} = 0.12$, IC 95% de -0.10 à 0.33), 4 (Test de Wilcoxon, $W = 408.5$, $p = 0.399$, $d\text{-cohen} = -0.20$, IC 95% de -0.72 à 0.35) et 7 (Test de Wilcoxon, $W = 1057$, $p = 0.472$, $d\text{-cohen} = \text{NA}$).

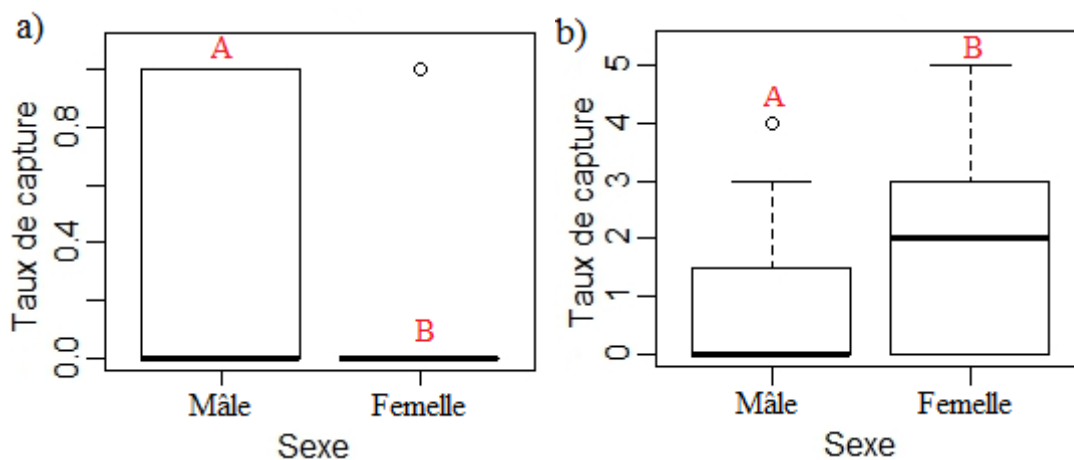


Figure 9. Comparaison du taux de capture pour la mare 1 ($n = 72$) (a) et 5 ($n = 54$) (b) du site de Comognes en fonction du sexe. La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

Le taux de capture des mâles est plus élevé pour les sessions 2 et 3 de la mare 3 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 25.26$, $ddl = 2$, $p < 0.001$) (Fig. 10a) et de la mare 5 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 6.73$, $ddl = 2$, $p = 0.034$) (Fig. 10c). Le taux de capture des femelles est plus élevé pour la session 2 de la mare 3 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 9$, $ddl = 2$, $p = 0.011$) (Fig. 10b) et pour les sessions 2 et 3 pour la mare 5 (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 9.57$, $ddl = 2$, $p = 0.008$) (Fig. 10d). Le taux de capture ne diffère pas entre les sessions pour les mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 4.07$, $ddl = 2$, $p = 0.130$) et les femelles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 0$, $ddl = 2$, $p = 1$) de la mare 1, pour les mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 1.34$, $ddl = 2$, $p = 0.512$) et les femelles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 0.41$, $ddl = 2$, $p = 0.814$) de la mare 2, pour les mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 1.15$, $ddl = 2$, $p = 0.564$) et les femelles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 0.04$, $ddl = 2$, $p = 0.981$) de la mare 4 et pour les mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 2.14$, $ddl = 2$, $p = 0.343$) et les femelles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 2.99$, $ddl = 2$, $p = 0.224$) de la mare 7.

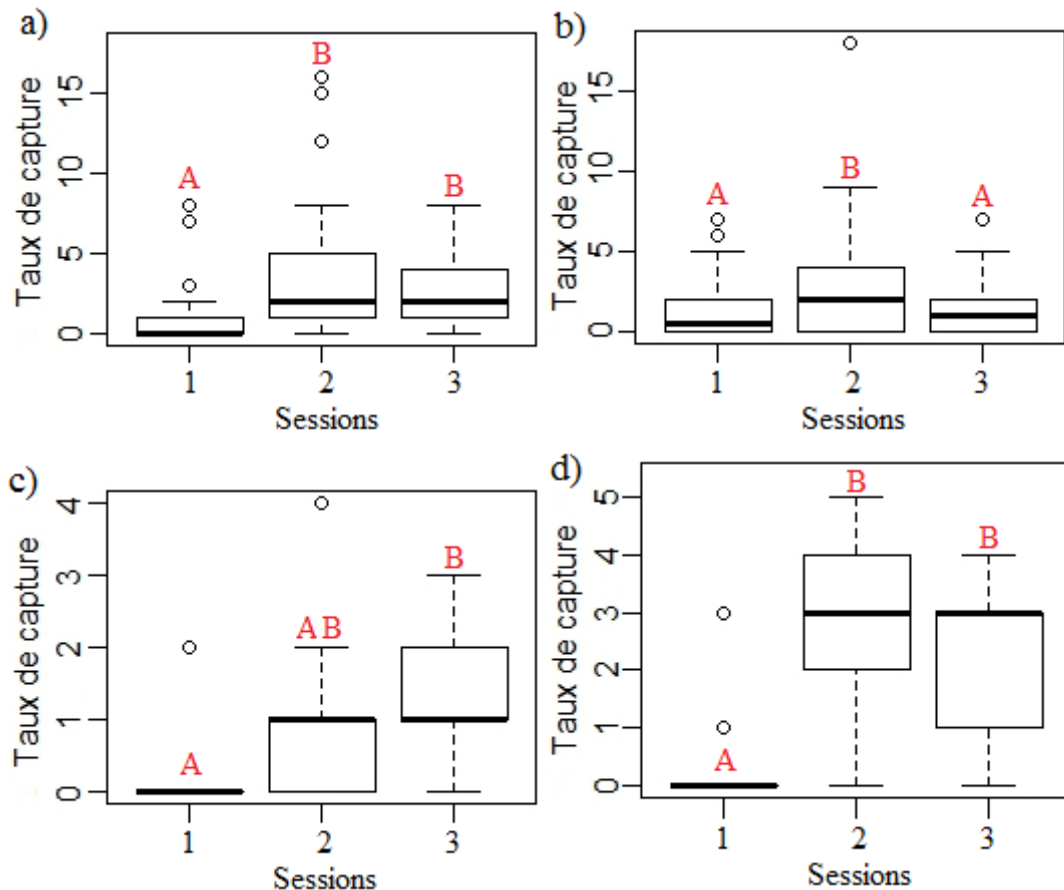


Figure 10. Comparaison du taux de capture des mâles (a) et des femelles (b) de la mare 3 ($n = 162$) et du taux de capture des mâles (c) et des femelles (d) de la mare 5 ($n = 27$) du site de Comognes en fonction des sessions. La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

- **Efficacité des nasses au cours de la saison**

Globalement le taux de capture est plus élevé avec les nasses dépourvues d'entonnoir extérieur (Test de Wilcoxon, $W = 3359.5$, $p = 0.006$, $d\text{-cohen} = -0.51$, IC 95% de -0.74 à -0.27) (Fig. 11a & Annexe 3). Toutefois le taux de capture ne diffère pas entre le type de nasse pour les sessions 1 (Test de Wilcoxon, $W = 149$, $p = 0.464$, $d\text{-cohen} = 0$, IC 95% de -0.96 à 0.83) et 2 (Test de Wilcoxon, $W = 87.5$, $p = 0.106$, $d\text{-cohen} = -0.26$, IC 95% de -0.29 à 1.33), mais uniquement pour la session 3 (Test de Wilcoxon, $W = 182$, $p = 0.048$, $d\text{-cohen} = -0.66$, IC 95% de -1.08 à -0.20) (Fig. 11b).

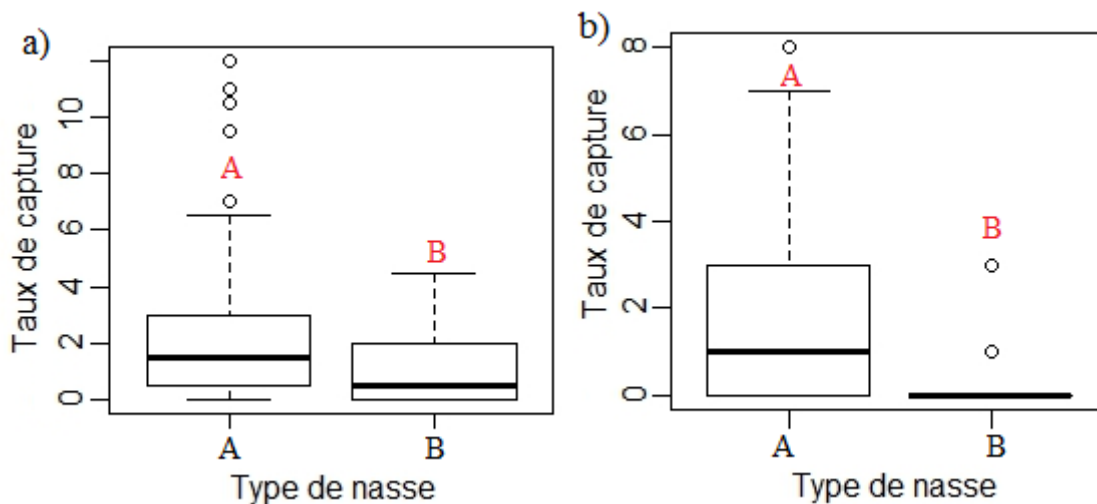


Figure 11. Comparaison du taux de capture entre les nasses A (dépourvues d'entonnoir extérieur) et B (avec entonnoir extérieur) ($n = 162$) (a) et entre les nasses A et B pour la session 3 ($n = 18$) (b), au sein de la mare 3 du site de Comognes. La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

- **Morphologie des individus**

Les femelles ont un indice corporel plus élevé que les mâles (Test de Wilcoxon, $W = 23946.5$, $p < 0.001$, $d\text{-cohen} = 0.38$, IC 95% de 0.21 à 0.56). L'indice corporel des mâles et des femelles est de $1.07 (\pm 0.21)$ (Fig. 12a) et de $1.15 (\pm 0.24)$ (Fig. 12b) respectivement.

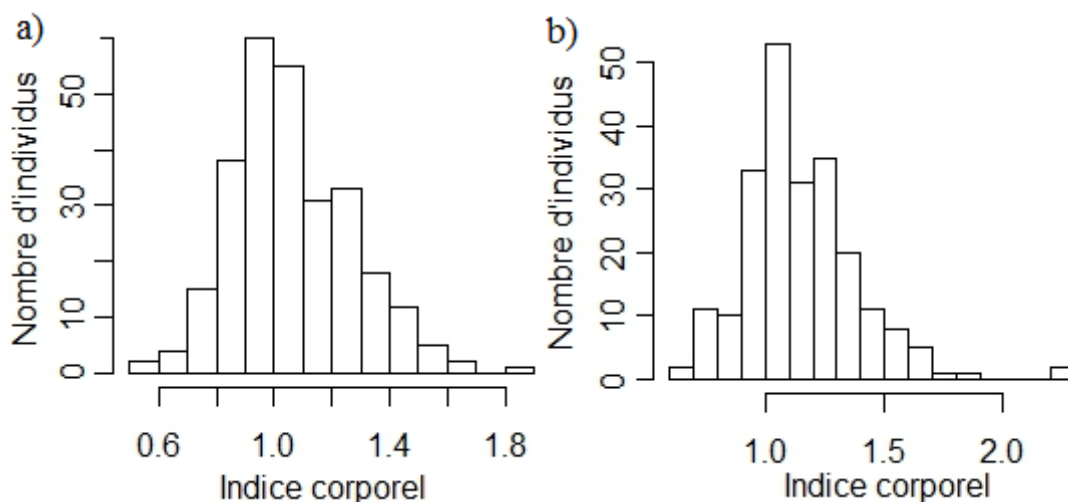


Figure 12. Distribution de l'indice corporel des mâles ($n = 276$) (a) et des femelles ($n = 223$) (b) des tritons crêtés.

L'indice corporel est plus important pour les individus du site de Bure que les autres sites (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 408.98$, $ddl = 346$, $p = 0.011$) (Fig. 13). Aucune différence de l'indice corporel n'a été détectée au sein des mares du site de Comognes (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 350.71$, $ddl = 327$, $p = 0.176$).

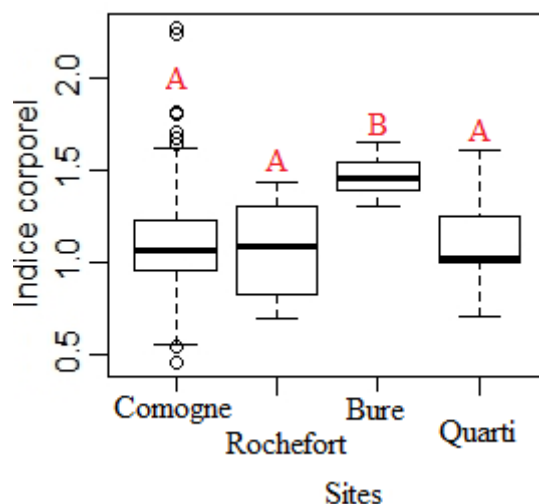


Figure 13. Comparaison de l'indice corporel entre les différents sites ($n = 507$). La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

En regroupant l'ensemble des mesures morphologiques, l'indice corporel des mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 18.59$, $ddl = 2$, $p < 0.001$) (Fig. 14a) et des femelles diminue avec le temps (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 26.90$, $ddl = 2$, $p < 0.001$) (Fig. 14b). Cependant aucune différence n'est à noter entre l'indice corporel d'un même individu selon les sessions pour les mâles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 179.07$, $ddl = 176$, $p = 0.421$) et les femelles (Test de Kruskal-Wallis, $KW = 189.04$, $ddl = 192$, $p = 0.547$).

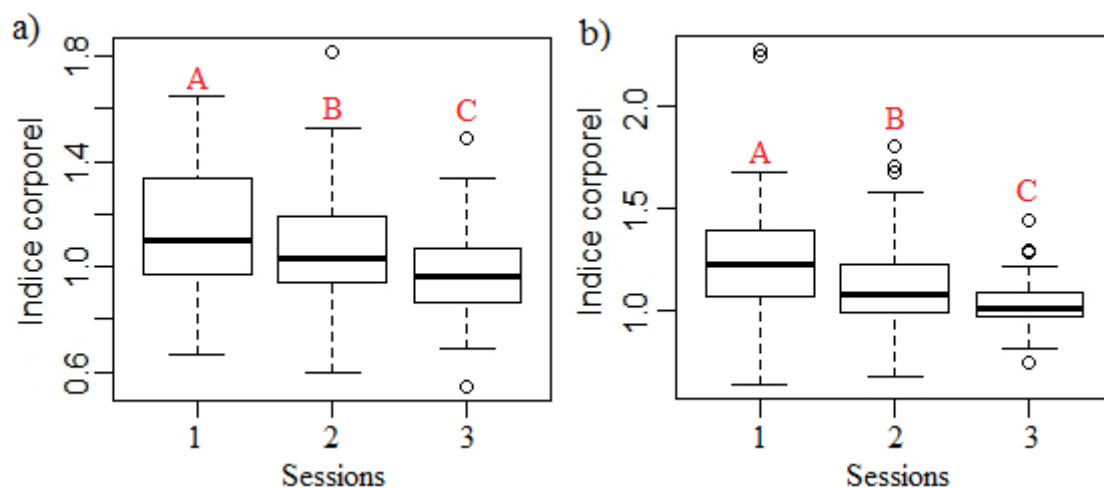


Figure 14. Comparaison de l'indice corporel entre les mâles ($n = 276$) (a) et les femelles ($n = 223$) (b) pour les différents sessions. La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

Les femelles ont une longueur corporelle plus grande que les mâles (Test de Wilcoxon, $W = 13659$, $p < 0.001$, $d\text{-cohen} = 1.04$, IC 95% de 0.86 à 1.24) (Fig. 15). La longueur moyenne des mâles est de 11.53 cm (± 1.00) et des femelles est de 12.65 cm (± 1.16).

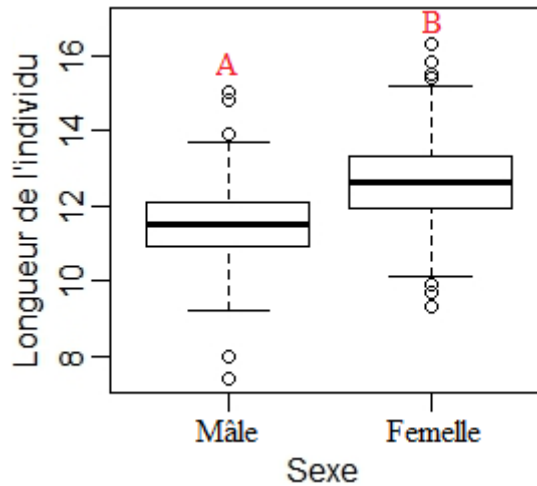


Figure 15. Comparaison de la longueur corporelle de l'individu entre sexe ($n = 507$). La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.

DISCUSSION

La plus grande population de triton crêté est localisée au niveau de la mare 3 du site de Comognes. Par la méthode de Capture-Marquage-Recapture (CMR) la population est estimée à 572 individus (Tab. 3). Au sein des autres mares, la taille de la population n'excède pas 40 individus hormis, peut-être, pour la mare 2 du site de Comognes. Toutefois, le taux de recapture y est très faible, ce qui donne un intervalle de confiance sur les effectifs très important. On ne peut exclure l'hypothèse que les effectifs de cette mare soient très faibles également.

- **Recommandation en terme d'effort de capture pour la suite du projet.**

Globalement, l'effort de capture semble approprié puisque le taux de capture est important et le taux de recapture est constant à partir de la 2^{ème} session de capture (Fig. 4, Tab. 2 & Annexe 4). De plus sur les 9 occasions de capture pour chaque mare et dont l'espèce est absente à la 1^{ère} session, aucun individu n'a été capturé par la suite. Les conséquences sur la réduction du nombre de capture sont différentes en fonction de la taille des populations. Pour les petites populations, de moins de 10 individus, réduire le nombre de capture augmente les risques de faillir sur la taille réelle des populations (Tab. 6). Pour les grandes populations, comportant plusieurs centaines d'individus, 1 session de 3 occasions de capture suffit vraisemblablement à identifier que l'on est en présence d'une population remarquable. L'intérêt de pousser plus loin les investigations, dans ce cadre, semble limité car cela serait

sans influence sur les mesures de conservations appliquées. De plus, les effectifs du triton crêté varient assez fortement d'une année à l'autre (Jehle et al. 2011). Toutefois, pour une estimation précise de la taille d'une telle population dans le cadre d'un travail scientifique, un nombre suffisant d'occasions de capture est important, et mériterait d'être augmenté, car il permet de réduire l'intervalle de confiance.

Cependant la période de capture la plus efficace n'est pas nécessairement à la mi-avril. En effet les conditions météorologiques ne sont pas les mêmes d'une année sur l'autre, ce qui influence le comportement des tritons. Cette année le printemps a été très sec, mais en 2013, les périodes de gel se sont prolongées jusqu'en avril et l'activité des tritons a forcément été plus tardive. De même, les mares temporaires (telles que celles de Bure (Annexe 19)) restent en eau plus longtemps lors d'une année normale et les petites populations sont présentes sur les sites de reproduction plus tard dans la saison. Dans notre étude, la taille de certaines populations est uniquement estimée à partir des captures de la 1^{ère} session. Par exemple, sur le site du Quarti, si le CMR avait commencé à la mi-avril, aucun individu n'aurait été capturé et la présence du triton crêté n'aurait pas été signalée. En effet les conditions environnementales ne sont pas les mêmes d'un site à un autre (température de l'eau, végétation aquatique, environnement direct...). Afin d'optimiser la chance de capture dans le cas de petites ou grandes populations, le CMR nécessite au minimum 2 sessions de 3 occasions de capture.

- *Caractéristiques écologiques de l'habitat*

Le triton crêté a des exigences écologiques face à l'habitat aquatique (reproduction) et terrestre (hibernation) (Jehle & Arntzen 2000; Gustafson et al. 2011). La principale exigence vis-à-vis de l'habitat aquatique est un taux d'ensoleillement élevé (Simon 2000; Gustafson et al. 2009). La lumière va influencer la croissance de la végétation aquatique et ainsi permettre aux tritons de s'alimenter (invertébrés) et de pondre (Gustafson et al. 2006). Les mares doivent également avoir une grande superficie et une profondeur d'au moins 70 cm pour avoir des populations viables (Denoël & Ficetola 2008). Les résultats expliquent la taille des effectifs des populations par une importante diversité végétale, une faible turbidité et une absence de feuilles en décomposition (Tab. 4 & Fig. 3). Ces variables corroborent avec le taux d'ensoleillement, car l'absence de feuilles en décomposition signifie que les arbres ne sont pas présents en bordure de la mare privilégiant ainsi la présence de la végétation aquatique. La turbidité claire montre que l'eau est de bonne qualité. En revanche, aucune relation n'a été mise en évidence entre l'abondance du triton et la surface ou la profondeur de la mare. Plusieurs mares de l'étude ont une superficie supérieure à 100 m² et une profondeur d'environ

un mètre (Tab. 3 & Annexe 7). Seule une mare possède des effectifs élevés de triton crêté parmi les 4 autres grandes mares. C'est donc pour cette raison que le modèle ne met pas en évidence ces caractéristiques. Malgré des dimensions adéquates, les autres mares ont une turbidité importante de l'eau et un faible taux d'ensoleillement (Tab. 3 & Annexe 7). La persistance d'une population repose également sur la proximité de mares et de forêts. Or d'après les résultats, l'abondance des tritons serait liée à la présence de mares sur plus de 100 m et la proximité de haies (Tab. 4 & Fig.3). La présence de haies, servant de refuge, est importante pour permettre aux individus de disperser d'un site à un autre (Jehle & Arntzen 2000). Cependant le déplacement du triton crêté entre les sites de reproduction est réalisé sur de courtes distances (Miaud 1990; Jehle 2000; Kupfer & Kneitz 2000). L'étude est basée sur une seule population de grande taille. Ainsi les facteurs associés à l'abondance du triton crêté sont finalement très fortement influencés par les caractéristiques de cette mare : abondance et diversité végétale, faible turbidité, grande surface, distance avec les autres mares supérieure à 100 m et un taux d'ensoleillement important. Parmi ces caractéristiques, certaines ont déjà été mises en évidence dans d'autres études, mais d'autres, comme l'absence de mare à proximité, n'ont probablement aucune signification écologique (Gustafson et al. 2009).

- *Caractéristiques des populations sur les différents sites*

Bien que l'espèce y ait été recensée en 2013, aucun triton crêté n'a été capturé au sein de la mare du site de Biran. La capture majoritaire de tritons palmés et alpestres et la faible abondance en végétation aquatique montrent qu'il s'agit d'un milieu fermé (forestier) (Joly et al. 2001; Denoël & Ficetola 2008), malgré les pâtures situées à moins de 24 m de la mare (Annexe 2 & 15). Ce site n'est donc pas favorable à l'établissement d'une population de triton crêté malgré la proximité d'un bois, une superficie et une profondeur adéquates (Tab. 3). Le site de Rochefort est un site forestier possédant 3 mares aux caractéristiques physiques différentes. Les mares 1 et 2, distancées de moins de 9 m (Annexe 2 & 16) ne sont pas favorables au triton crêté car le taux d'ensoleillement est très faible, la végétation aquatique absente, le substrat de type pierreux, la superficie moyenne de 31.7 m² et la profondeur moyenne de 32.1 cm (Annexe 7). Pourtant quelques individus sont présents. La proximité de la forêt est un avantage pour les populations mais ici, aucune mare agricole en bon état ne subsiste aux alentours de la forêt (Annexe 2). Les individus sont donc contraints de venir se reproduire dans ces mares forestières qui étaient probablement bien plus ensoleillées il y a plusieurs dizaines d'années, car les abords de la mare sont désormais occupés suite à la recolonisation forestière. Les deux autres mares forestières ont les superficies les plus grandes

(Tab. 3, Annexe 17 & 18), mais la présence de prédateurs (poissons et écrevisses) est défavorable à la présence du triton crêté. Le site de Bure possède 3 mares agricoles d'éloignement moyen inférieur à 20 m (Annexe 2 & 19). Une des mares était à sec avant la 1^{ère} session et les deux autres après la 2^{ème} session. Peu profondes (moyenne de 8 cm) et grandes (moyenne de 130 m²), ces mares accueillent très peu d'individus et une végétation de joncs. La taille de ces individus est plus élevée que sur les autres sites (Fig. 13). Ce résultat signifie que les individus sont plus âgés et qu'il n'y a plus ou très peu de reproduction au sein de ces mares, ou que celle-ci n'est pas régulière (Verrell & Francillon 2009). A défaut d'actions de restaurations urgentes, cette population est donc vouée à l'extinction. Le faible nombre de recapture au sein du site du Quarti montre que la population est très petite (Tab. 3). Les mares forment un réseau de 9 mares ouvertes et homogènes (Annexe 2 & 20) d'une surface moyenne de 57.76 m² et d'une profondeur moyenne de 53.5 cm (Tab. 3). Le site est entouré de bois, facteur idéal pour leur hibernation (Annexe 2). La végétation est présente mais reste encore pauvre, ce qui peut être un frein à l'établissement définitif de la population (Annexe 20). Relativement récente, la végétation de ces mares est seulement en train de se développer, supposant ainsi une évolution croissante de la population dans les prochaines années, car la végétation ne peut que se densifier.

Les mares de Comognes ont des typologies différentes. Les mares 2 et 3 ont toute deux une profondeur et une superficie équivalentes, mais la mare 2 a un taux d'ensoleillement plus faible, dû aux arbres à proximité, un indice de diversité végétal et une végétation immergée faibles (peuplement dense de typhas le long de toutes les berges) ainsi qu'une turbidité plus opaque (Annexe 9 & 10). Les typhas, qui semblent concurrencer fortement les autres plantes, ont leurs racines et leurs tiges immergées. Ceci rend vraisemblablement le point d'eau moins propice à la reproduction des tritons, car les typhas ne sont pas des végétaux appropriés pour la reproduction des tritons (Gustafson et al. 2006). Les 5 autres mares du site de Comognes ont des superficies plus petites allant de 22 à 40 m² (Annexe 8, 11, 12, 13 & 14). Pour certaines, la végétation aquatique est absente. La mare 4, abondante de typhas, n'est pas favorable à la ponte (Annexe 11). La mare 6 a, quant à elle, une végétation abondante, mais une turbidité opaque (Annexe 13). Son état écologique est très mauvais dû à une probable pollution. La mare 7 possède des végétaux aquatiques et une turbidité adéquate, cependant, elle est peu profonde (Annexe 14). Cette dernière a été retrouvée à sec durant la 3^{ème} session. Il s'agit donc d'une mare temporaire où les larves n'auraient pas le temps de terminer leur développement, à supposer qu'il y ait eu reproduction. Seule la mare 3 possède toutes les caractéristiques biotiques et abiotiques favorables à la présence du triton crêté : la

végétation aquatique est abondante due à l'absence d'arbre aux bordures de la mare, la superficie de plus de 200 m² et la profondeur maximale de 107 cm, l'absence de prédation et une eau claire (Annexe 10). De plus, seule la mare 3 est à moins de 10 m de la forêt, les autres mares ayant une distance supérieure à 100 m (Annexe 2). Ainsi, même si des cachettes (bocages, bosquets, broussailles, haies) sont à proximité des autres mares, les individus doivent parcourir de plus grandes distances pour hiverner en forêt. Indépendamment des caractéristiques physiques de la mare, les résultats du CMR montrent que la seule population viable se situe sur le site de Comognes, notamment au sein de la mare 3. Une population viable doit être constituée de plusieurs centaines d'individus pour persister dans le temps (Werner et al. 2007).

- ***Dynamique et démographie des populations***

Au niveau démographique, la sexe ratio est équilibrée excepté pour les mares 1 et 5 du site de Comognes (Fig. 9). La sexe ratio, en faveur des mâles pour la mare 1 et en faveur des femelles pour la mare 5, pose des problèmes pour la persistance de la population. Une faible reproduction est la conséquence d'une sexe ratio biaisée pour la mare 1 (1 femelle pour 4 mâles). Ainsi un faible taux de larve est attendu pour la mare 1. Temporellement, la dynamique de la population des mares 3 et 5 évolue vers une diminution du nombre de femelles et une augmentation du nombre de mâles (Fig. 10). Or, en fin de période de reproduction, les femelles devraient être plus présentes que les mâles dans la mare, car la ponte peut s'étaler sur 3 à 4 mois (Miaud 1990). Ici, le taux de recapture des femelles diminue en 3^{ème} session, ce qui semble indiquer que les femelles quittent le site de reproduction (Fig. 6b & 10). Le taux de recapture augmentant constamment dans le temps montre que les mâles n'ont pas quitté le lieu de reproduction pour disperser (Fig. 6a). Les mâles arrivent généralement avant les femelles pour augmenter leur chance de reproduction et quittent le site après celles-ci (Arntzen 2002; Jehle et al. 2011). La mare C3 a tous les paramètres écologiques propices à la reproduction du triton crêté. Quitter la mare augmente le risque de se retrouver dans une mare moins avantageuse. De plus, la distance entre les mares étant d'une moyenne de 230 m diminue la possibilité de disperser vers d'autres sites (Annexe 2).

La répartition des individus au sein de la mare 3 du site de Comognes tend à être localisée dans les eaux plus profondes. En effet, le placement stratégique des deux types de nasses pour les eaux supérieures ou inférieures à 55 cm de profondeur montre que les individus ont une préférence pour les eaux plus profondes notamment lors de la dernière session (Fig. 11). De plus, la végétation aquatique étant localisée au niveau des eaux les plus

profondes pour la mare 3 pourrait montrer également une préférence pour ce type de microhabitat, notamment pour la 3^{ème} session lors de la ponte.

- ***Morphologie des individus***

Les résultats montrent que les mêmes individus ont une condition corporelle équivalente sur la saison. Chacun des deux sexes compense la perte énergétique par l'alimentation (Jehle et al. 2011). L'apport en nourriture étant important pour la survie des individus, l'abondance des invertébrés n'est possible que par une bonne qualité du milieu. Cependant, la dynamique entre les individus de conditions corporelles différentes varie dans le temps. Les résultats montrent que les individus ayant une bonne condition physique arrivent et partent plus tôt du site de reproduction et inversement pour les individus de faible condition corporelle (Fig. 14). Les individus arrivant les premiers sur le site de reproduction sont ceux ayant une bonne condition corporelle, c'est-à-dire les plus âgés. Les individus ayant une condition corporelle moins importante ; les plus jeunes, tendent à rester plus longtemps dans la mare (Sinsch et al. 2003).

De plus, il existe un dimorphisme sexuel entre les tritons crêtés au niveau de la queue. Les mâles ont une queue plus large et plus petite alors que les femelles ont une queue plus fine et allongée (Jacob & Denoël 2007). Pour les mâles, la queue est un caractère sexuel secondaire, elle est utilisée pour les parades nuptiales notamment pour le comportement des « coups des fouets » (Jehle et al. 2011). Ce dernier consiste à faire vibrer la queue devant la femelle.

- ***Recommandations pour la conservation de l'espèce***

La structure et la dynamique des populations de tritons crêtés se basent sur le concept de métapopulation. La dispersion permet aux populations de se maintenir par des flux de gènes. Cependant, la dispersion a un coût pour les individus (Joly et al. 2001). Ces derniers doivent parcourir des distances plus ou moins longues et affronter l'hétérogénéité du paysage. La proximité des mares permet aux individus d'occuper les sites de reproduction en minimisant le coût dû à la dispersion et ainsi persister en réduisant le risque d'extinction (Heard et al. 2012). En effet, le taux de colonisation est directement lié à la connectivité des sites (Werner et al. 2007), et la connectivité est dépendante de la proximité des parcelles (Werner et al. 2009). Joly et al. (2001) ont mis en évidence une augmentation du nombre de tritons et de la richesse spécifique lorsque la densité de parcelles sur un espace donné est élevée. Une autre étude a montré que la densité d'espèces est directement liée à la position des parcelles voisines (Richter-Boix et al. 2007). De plus, Richter-Boix et al. (2007) ont observé une

augmentation de la diversité locale avec la connectivité des sites. Les principales limites liées aux déplacements des tritons sont les conditions environnementales, la disponibilité des refuges et la distance entre les sites de reproduction (Marsh 2008; Jehle et al. 2011). Un réseau de plusieurs mares espacées d'une centaine de mètres doit donc être mis en place afin de connecter les sites de reproduction entre eux, et ainsi faciliter la dispersion (Miaud 1990; Jehle 2000). Le site de Biran, ainsi que les mares du site de Rochefort, sont des sites fermés, proches des pâtures (Annexe 2). Le creusement de nouvelles mares au sein des terres agricoles permettrait de créer un réseau et ainsi favoriser la persistance de la population. Cependant, les prairies de proximité n'appartiennent pas au réseau Natura 2000 et sont privées. Un accord avec l'agriculteur ou le propriétaire est donc indispensable pour le maintien de la population de triton crêté. Plusieurs solutions sont donc envisageable ; soit l'association fait une demande pour inclure le site au réseau Natura 2000, soit elle achète une partie des prairies, ou encore, elle trouve un accord avec l'agriculteur pour mettre en place un contrat agroenvironnemental. Les méthodes agroenvironnementales (MAE) offrent aux agriculteurs des contrats rémunérés par la région Wallonne et l'Union Européenne dans la cadre du Programme de Développement rural. Par ce contrat, les agriculteurs doivent maintenir et entretenir les mares ainsi que les zones tampons autour de celles-ci (Graitson et al. 2009). De plus, le lien entre les différents sites de reproduction doit être assuré par des couloirs écologiques et des zones tampons afin d'amoindrir les zones de pression écologique (Todd et al. 2009). La présence des habitats terrestres forestiers est toute aussi importante pour le maintien de la population (Denoël & Ficetola 2008; Gustafson et al. 2011). Aucune barrière écologique, comme les rivières ou les infrastructures qui fragmentent le paysage, ne doit interférer sur les déplacements des tritons (Oldham et al. 2000; Baguette et al. 2013). Les abris doivent être suffisamment importants car ils permettent les échanges de population entre les sites (Jehle & Arntzen 2000). La présence d'un habitat forestier sur un périmètre de quelques centaines de mètres est à privilégier. Plusieurs études ont montré que le triton crêté parcourt en moyenne des distances de migration de 250 mètres (Oldham & Nicholson 1986; Kovar et al. 2009). Cependant, il peut dépasser cette limite si les habitats éloignés constituent un meilleur refuge. Le site de Comognes de 30 hectares possède 7 mares, néanmoins distantes de plusieurs centaines de mètres (Annexe 2). Aucune dispersion n'a été détectée au sein du réseau de mare durant les 3 sessions. Les mares semblent trop éloignées pour observer des déplacements au cours de la période de reproduction. Pour une meilleure dynamique de la métapopulation, le creusement de nouvelles mares et la création de corridors entre les mares existantes est essentiel (Todd et al. 2009). La proximité de milieux boisés pour chacune de ses

mares est avantageuse pour ce site. Toutefois, celui-ci est entouré de haies pouvant jouer un rôle similaire. Sur le site de Rochefort, le déplacement d'un individu a été observé entre les mares 1 et 2 distantes de moins de 9 mètres. En revanche, aucun déplacement n'a été noté sur les sites de Bure et du Quarti malgré des distances inférieures à 100 mètres entre les mares. La dispersion n'a pas été effectuée au sein de ces petites populations. En l'absence d'un réseau interconnecté par la proximité des mares, chaque mare est identifiée par sa propre population. Un prochain CMR permettrait d'identifier la présence de migration et de fidélité aux sites de reproduction.

Afin de connaître la dynamique exacte des populations de tritons crêtés, un suivi sur le long terme est indispensable. Sur un réseau de mares, il peut y avoir des mares occupées et des mares non occupées par le triton crêté. Par exemple, le site de Comognes possède plusieurs populations de tailles très variables (Tab. 3). Les populations locales sont régulièrement sujettes à l'extinction mais les parcelles peuvent être recolonisées par des migrants (Marsh & Trenham 2001; Werner et al. 2007). Les taux de colonisation et d'extinction varient dans le temps et l'espace, rendant la métapopulation très dynamique (Hartel et al. 2010). D'après les résultats, au sein d'un même site de reproduction, les populations sont dynamiques. En effet, un taux de recapture assez important et un pourcentage de capture de seulement 25 % pour une occurrence de capture de 2 montrent que les individus dispersent (Fig. 5 & Tab. 2). La principale cause des extinctions locales est stochastique (Marsh & Trenham 2001) car ils dépendent essentiellement des conditions environnementales (Jehle & Arntzen 2000; Werner et al. 2009). Avant le creusement, en 2001, des autres mares du site de Comognes, plusieurs dizaines d'individus étaient présents au sein de la mare 2, âgée de plus de 20 ans. Malgré une restauration de celle-ci en 1999, les typhas continuent de l'envahir. Les individus cherchant un autre site plus propice à leur reproduction ont dispersés vers les autres mares nouvellement creusées. Cet exemple montre que les taux de colonisation et d'extinction sont dépendants des conditions environnementales. Comme la majorité des amphibiens, les tritons sont très sensibles à la fréquence, à la durée et à l'intensité des variations du niveau d'eau (Hartel et al. 2010). Ce paramètre, tout comme la présence de prédateurs ou la qualité de l'habitat, va amener les amphibiens à faire un choix sur le lieu de reproduction (Marsh & Trenham 2001; Werner et al. 2009). Ainsi les petites populations de tritons crêtés retrouvées sur les sites peuvent être dues à une récente colonisation ou encore à un déclin des effectifs, à une année à faible recrutement d'individus ou encore à une faible reproduction. Pour le cas du site de Comognes, la distance entre les mares pourrait expliquer la présence de petites populations. Le taux de colonisation étant directement lié à la connectivité, plus la

connectivité entre les parcelles est grande, plus le taux de colonisation est élevé (Werner et al. 2009). Un suivi sur le long terme permettrait de connaître les raisons de ces faibles effectifs et ainsi d'évaluer et déterminer la gestion la plus efficace à effectuer sur ces sites.

Le suivi à long terme se fait également par l'entretien des sites, c'est-à-dire la restauration, le renforcement ou l'amélioration. Tout comme la mare du site de Biran et du site de Rochefort, la mare 2 du site de Comognes possède une densité importante d'arbres autour de la mare (Annexe 9). Couper et dessoucher les arbres permettraient d'augmenter le taux d'ensoleillement de la mare et ainsi de favoriser l'oxygénation de l'eau par le développement d'une végétation aquatique. De plus, la décomposition des feuilles mortes contribuerait à l'anoxie du milieu. A long terme, elle provoquerait donc un envasement qui accélérerait le comblement de la mare. A contrario, par un taux d'oxygène adéquat issu de la végétation aquatique, les communautés écologiques se maintiendraient et par conséquent des interactions entre espèces auraient lieu. Les mares temporaires peuvent également être recreusées en évitant les pentes trop abruptes, qui sont responsables de l'effondrement des berges et donc du comblement de la mare. Si l'effondrement des berges est détecté rapidement, les berges peuvent être renforcées. Néanmoins, il est plus favorable de creuser une nouvelle mare proche d'une mare temporaire ou d'une petite mare. Recreuser une mare présentant une population de triton crêté, mais également d'autres espèces, présente un fort risque d'extinction de la population. La végétation initiale et les micro-habitats sont détruits et ne peuvent se régénérer en moins d'une année. L'habitat reproductif n'est donc plus favorable à la population. Creuser une nouvelle mare à proximité présente l'intérêt d'augmenter les superficies d'habitat favorable. La nouvelle mare pourra évoluer et la population dispersera vers cette mare plus propice à la reproduction. Dans le cas du site du Quart, les mares sont homogènes et de petite taille (Annexe 20). Onze ans après leur création, leurs écosystèmes sont uniques. Agrandir ces mares risquerait de détruire l'écosystème présent. La création d'une nouvelle mare, d'une superficie plus grande que celle des mares existantes, est donc plus appropriée. De même, les mares du site de Bure ont une profondeur si faible, que les mares sont temporaires. Les mares du site de Bure s'assèchent régulièrement, ce qui empêche le bon déroulement du cycle de reproduction (Annexe 19). Vu la présence du triton crêté, le creusement de nouvelles mares est plus approprié. En revanche un recreusement peut être envisageable une fois que la population s'est développée au sein des nouvelles mares. La restauration, la création et le curage de mares sont souvent couronnés de succès. Ce fut le cas dans d'autres sites gérés par l'association, comme dans les réserves de l'Hermeton ou au Luxembourg. L'aménagement d'habitats terrestres et la restauration des connections entre les

sites ont permis de réduire l'isolement. Après un an, 4 mares nouvellement créées ont été colonisées, et après quatre ans 17 mares étaient colonisées et deux populations initialement isolées ont été reliées. De même, une étude menée par Rannap et al. (2009) ont mis en évidence une augmentation de 2.3 fois plus du nombre de mares occupées après la restauration de 22 mares et le creusement de 208 mares, et ceci, en favorisant les corridors.

Dans un autre cas de figure, il est possible que des mares dont les caractéristiques physiques semblent favorables au triton crêté ne présentent aucune population, notamment parce qu'il n'existe aucune population susceptible de les coloniser. Afin de promouvoir la persistance locale des populations, la translocation (i.e. libérer intentionnellement des animaux afin d'augmenter, d'établir ou de rétablir une population) peut être envisagée (Marsh & Trenham 2001). Les espèces transloquées peuvent être sous 3 stades différents : adultes, larves ou œufs. Néanmoins, cette méthode nécessite des informations fiables sur les espèces et leur environnement, leur capacité de dispersion, leur réaction face à la perte ou à la fragmentation de leur habitat, afin d'identifier les mécanismes responsables de la réussite ou de l'échec de la translocation (Cushman 2006; Semlitsch 2008).

Grâce aux mesures de restauration et de suivi à long terme des populations de triton crêté, des analyses de viabilité peuvent être mises en place. En tenant compte de la stochasticité, les analyses de viabilité de population permettent d'effectuer des prédictions sur la probabilité d'extinction ou de survie d'une population, ou d'une espèce, sur une période de temps donnée. Elles impliquent la construction d'un modèle de cycle de vie basé sur les paramètres biodémographiques d'une population, tels que la survie, la fécondité et la dispersion. Par exemple, une analyse de viabilité sur le triton crêté prédit un fort risque d'extinction pour une population légèrement isolée et une baisse du risque d'extinction si la dispersion entre les sites est facilitée (Griffiths & Williams 2001). De plus, le risque d'extinction est deux fois supérieur pour une population dix fois plus petite (Griffiths & Williams 2001). Les modèles trop simplistes peuvent toutefois être un frein à une réelle prédiction. Néanmoins les analyses de viabilité basées sur les patterns spatiaux et temporaires de l'extinction de chaque population locale représentent un outil particulièrement utile pour la gestion prédictive et la conservation du triton crêté.

BIBLIOGRAPHIE

- Angélibert, S., Marty, P., Céréghino, R. & Giani, N.** 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**, 439–456.
- Arntzen, J. W.** 2002. Seasonal variation in sex ratio and asynchronous presence at ponds of male and female *Triturus* newts. *Journal of Herpetology*, **36**, 30–35.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M. & Turlure, C.** 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological reviews*, **88**, 310–326.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S. N.** 2004. IUCN red list of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 191 p.
- Beebee, T. J. C. & Griffiths, R. A.** 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, **125**, 271–285.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., Slocombe, R., Ragan, M. A., Hyatt, A. D., McDonald, K. R., Hines, H. B., Lips, K. R., Marantelli, G. & Parkes, H.** 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **95**, 9031–9036.
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P. & Weatherby, A.** 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of pond conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**, 693–714.
- Bock, D., Hennig, V. & Steinfartz, S.** 2009. The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, **15**, 317–326.
- Boone, M. D. & Semlitsch, R. D.** 2002. Interactions of an insecticide with competition and pond drying in amphibian communities. *Ecological Applications*, **12**, 307–316.
- Brönmark, C. & Hansson, L. A.** 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*, **29**, 290–306.
- Cushman, S. A.** 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, **128**, 231–240.
- Dejean, T., Miaud, C. & Ouellet, M.** 2007. Proposition d'un protocole d'hygiène pour réduire les risques de dissémination d'agents infectieux et parasitaires chez les amphibiens lors d'intervention sur le terrain. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **122**, 40–48.
- Dejean, T., Miaud, C. & Ouellet, M.** 2010. La chytridiomycose : une maladie émergente des amphibiens. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **134**, 27–46.

- Denoël, M.** 2004. Répartition, habitat et conservation des amphibiens du Pays de Herve (Belgique). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **111–112**, 49–77.
- Denoël, M. & Ficetola, G. F.** 2008. Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **168**, 714–728.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T.** 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, **14**, 20 p.
- Ficetola, F. G. & De Bernardi, F.** 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, **119**, 219–230.
- Ficetola, G. F., Thuiller, W. & Miaud, C.** 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions*, **13**, 476–485.
- Gibbs, J. P. & Shriver, W. G.** 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians? *Wetlands Ecology and Management*, **13**, 281–289.
- Graitson, E., Morelle, K. & Feremans, N.** 2009. La vie des mares de nos campagnes. Collection Agrinature, Service public de Wallonie ; Direction générale de l’Agriculture, des Ressources naturelles et de l’Environnement, 169 p.
- Griffiths, R. A. & Williams, C.** 2001. Population modelling of great crested newts (*Triturus cristatus*). *Rana Sonderheft*, **4**, 239–247.
- Griffiths, R. A.** 2004. Great crested newts in Europe, effects of metapopulation structure and juvenile dispersal on population persistence. In: Akçakaya, H.R. et al. (Eds.), *Species Conservation and Management: Case Studies*. Oxford University Press, New York, pp. 281–291.
- Gustafson, D. H., Pettersson, C. J. & Malmgren, J. C.** 2006. Great crested newts (*Triturus cristatus*) as indicators of aquatic plant diversity. *Herpetological Journal*, **16**, 347–352.
- Gustafson, D. H., Andersen, A. S. L., Mikusinski, G. & Malmgren, J. C.** 2009. Pond quality determinants of occurrence patterns of great crested newts (*Triturus cristatus*). *Journal of Herpetology*, **43**, 300–310.
- Gustafson, D. H., Malmgren, J. C. & Mikusinski, 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**, 295–307.
- Hamer, A. J. & McDonnell, M. J.** 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, **141**, 2432–2449.
- Hanski, I. & Gaggiotti, O.** 2004. Metapopulation biology: past, present, and future. In: *Ecology Genetics and Evolution of Metapopulations*. Elsevier Academic Press, pp. 3–22.

- Hartel, T., Nemes, S., Öllerer, K., Cogălniceanu, D., Moga, C. & Arntzen, J. W.** 2010. Using connectivity metrics and niche modelling to explore the occurrence of the northern crested newt *Triturus cristatus* (Amphibia. Caudata) in a traditionally managed landscape. *Environmental Conservation*, **37**, 195–200.
- Heard, G. W., Scroggie, M. P. & Malone, B. S.** 2012. Classical metapopulation theory as a useful paradigm for the conservation of an endangered amphibian. *Biological Conservation*, **148**, 156–166.
- Hels, T. & Nachman, G.** 2002. Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography*, **25**, 730–744.
- Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H. & Kuzmin, S. L.** 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, **404**, 752–755.
- IUCN.** 2008. The IUCN Red List of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Jacob, JP. & Denoël, M.** 2007. Le Triton crêté, *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: Amphibiens et Reptiles de Wallonie (Jacob et al., eds). Aves–Raîenne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW – DGRNE), Série « Faune – Flore – Habitats n°2 », Namur, 72–85.
- Jehle, R.** 2000. The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). *Herpetological Journal*, **10**, 137–142.
- Jehle, R. & Arntzen, J. W.** 2000. Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology*, **251**, 297–306.
- Jehle, R., Thiesmeier, B. & Foster, J.** 2011. The crested newt. A dwindling pond-dweller. Bielefeld, *Laurenti-Verlag*, 152 p.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A. & Grolet, O.** 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*, **15**, 239–248.
- Kaefler, Í. L., Boelter, R. A. & Cechin, S. Z.** 2007. Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. *Annales Zoologici Fennici*, **44**, 435–444.
- Knutson, M. G., Richardson, W. B., Reineke, D. M., Gray, B. R., Parmelee, J. R. & Weick, S. E.** 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications*, **14**, 669–684.
- Kovar, R., Brabec, M., Vita, R. & Bocek, R.** 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia*, **30**, 367–378.
- Kupfer, A. & Kneitz, S.** 2000. Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal*, **10**, 165–171.
- Linton, S. & Goulder, R.** 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds Aquatic Conservation. *Marine and Freshwater Ecosystems*, **10**, 77–91.

- Lowe, W. H. & Bolger, D. T.** 2002. Local and landscape-scale predictors of salamander abundance in new hampshire headwater streams. *Conservation Biology*, **16**, 183–193.
- Malmgren, J. C.** 2002. How does a newt find its way from a pond ? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). *Herpetological Journal*, **12**, 29–35.
- Marsh, D. M. & Trenham, P. C.** 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, **15**, 40–49.
- Marsh, D.** 2008. Metapopulation viability analysis for amphibians. *Animal Conservation*, **11**, 463–465.
- Miaud, C.** 1990. La dynamique des populations subdivisées : étude comparative chez trois Amphibiens Urodèles (*Triturus alpestris*, *T. helveticus* et *T. cristatus*). PhD, Université Claude Bernard, 205 p.
- Miaud, C. & Joly, P.** 1993. Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. *Canadian Journal of Zoology*, **71**, 1874–1979.
- Oldham, R. S. & Nicholson, M.** 1986. Status and ecology of the warty newt (*Triturus cristatus*). In: *Report to Nature Conservancy Council*, Peterborough.
- Oldham, R. S., Keeble, J., Swan, M. J. & Jeffcote, M.** 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal*, **10**, 143–155.
- Orizaola, G. & Laurila, A.** 2008. Microgeographic variation in temperature-induced plasticity in an isolated amphibian metapopulation. *Evolutionary Ecology*, **23**, 979–991.
- Pellet, J., Fleishman, E., Dobkin, D. S., Gander, A. & Murphy, D. D.** 2007. An empirical evaluation of the area and isolation paradigm of metapopulation dynamics. *Biological Conservation*, **136**, 483–495.
- Rannap, R., Lõhmus, A. & Briggs, L.** 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*, **634**, 87–95.
- Richter-Boix, A., Llorente, G. A & Montori, A.** 2007. Structure and dynamics of an amphibian metacommunity in two regions. *The Journal of Animal Ecology*, **76**, 607–18.
- Rothermel, B. B.** 2004. Migratory success of juveniles : a potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. *Ecological applications*, **14**, 1535–1546.
- Semlitsch, R. D.** 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, **16**, 619–629.
- Semlitsch, R. D. & Bodie, J. R.** 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, **17**, 1219–1228.

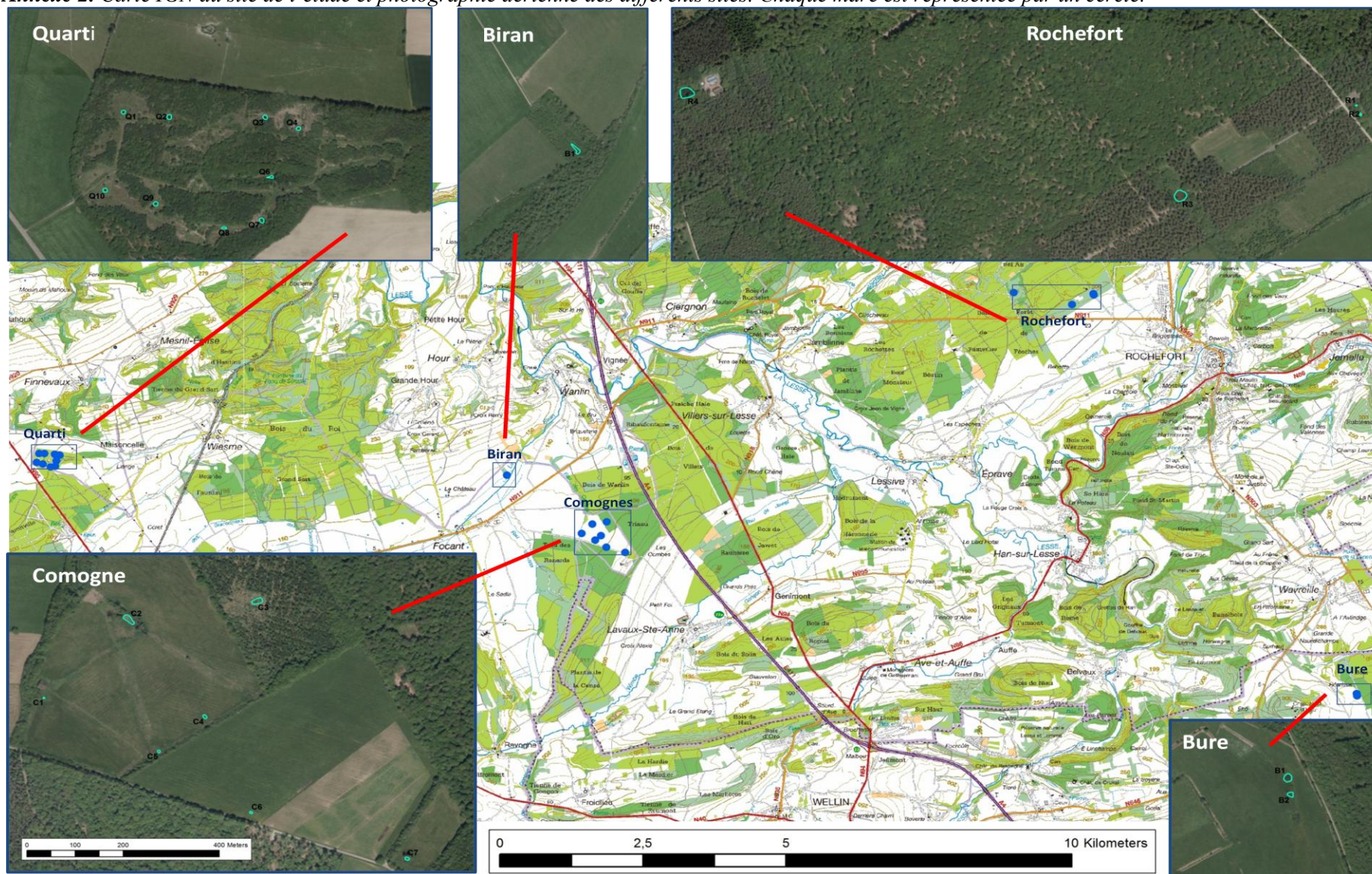
- Semlitsch, R. D.** 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 260–267.
- Simon, B.** 2000. Distribution, habitats et problématique de la conservation du Triton crêté (*Triturus cristatus*) en Wallonie. Mémoire de graduat en agronomie, année académique 1999-2000, Haute école Rennequin Sualem de la province de Liège, Département agronomique, La Reid.
- Sinsch, U.** 1992. Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, **90**, 489–499.
- Sinsch, U., Lang, V. & Wiemer, R.** 2003. Dynamik einer kammolch-metapopulation (*Triturus cristatus*) auf militärischem übungsgelände (Schmittenhöhe, Koblenz): 3. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, **10**, 229–244.
- Skei, J., Dolmen, D., Rønning, L. & Ringsby, T.** 2006. Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (Laurenti) and *T. cristatus* (L.) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area. *Amphibia-Reptilia*, **27**, 309–324.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L. & Waller, R. W.** 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, **306**, 1783–1786.
- Todd, B. D., Luhring, T. M., Rothermel, B. B. & Gibbons, J. W.** 2009. Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 554–561.
- Verrell, P. A. & Francillon, H.** 2009. Body size, age and reproduction in the smooth newt, *Triturus vulgaris*. *Journal of Zoology*, **210**, 89–100.
- Vos, C. C. & Chardon, J. P.** 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 44–56.
- Werner, E. E., Yurewicz, K. L., Skelly, D. K. & Relyea, R. A.** 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos*, **116**, 1713–1725.
- Werner, E. E., Relyea, R. A., Yurewicz, K. L., Skelly, D. K. & Davis, C. J.** 2009. Comparative landscape dynamics of two anuran species : climate-driven interaction of local and regional processes. *Ecological Monographs*, **79**, 503–521.

ANNEXES

Annexe 1. Liste des 5 sites étudiés associés à leurs mares et à leurs coordonnées GPS.

Sites	Mares	Coordonnées GPS	
		Latitude	Longitude
Comognes	C1	50°7'52.623"N	5°4'0.277"E
	C2	50°7'58.256"N	5°4'9.73"E
	C3	50°7'59.568"N	5°4'22.901"E
	C4	50°7'51.051"N	5°4'17.426"E
	C5	50°7'48.525"N	5°4'12.54"E
	C6	50°7'43.945"N	5°4'22.119"E
	C7	50°7'40.354"N	5°4'38.244"E
Biran	BI1	50°8'28.866"N	5°2'55.737"E
Bure	BU1	50°6'5.767"N	5°15'19.66"E
	BU2	50°6'7.154"N	5°15'19.274"E
Rochefort	R1	50°10'18.479"N	5°11'31.925"E
	R2	50°10'17.761"N	5°11'32.272"E
	R3	50°10'11.675"N	5°11'13.829"E
	R4	50°10'19.579"N	5°10'22.228"E
Quarti	Q1	50°8'39.139"N	4°56'2.829"E
	Q2	50°8'37.32"N	4°56'8.12"E
	Q3	50°8'36.837"N	4°56'19.205"E
	Q4	50°8'39.968"N	4°56'20.229"E
	Q6	50°8'44.51"N	4°56'9.549"E
	Q7	50°8'44.411"N	4°56'19.592"E
	Q8	50°8'43.57"N	4°56'23.126"E
	Q9	50°8'36.354"N	4°56'15.44"E
	Q10	50°8'44.881"N	4°56'4.702"E

Annexe 2. Carte IGN du site de l'étude et photographie aérienne des différents sites. Chaque mare est représentée par un cercle.



Annexe 3. Photographies des deux types de nasses utilisés pour le suivi CMR du triton crêté. (a) nasse de type A (sans entonnoir extérieur) et (b) nasse de type B (avec entonnoir extérieur).

a)



b)



Annexe 4. *Planning détaillé des sessions de CMR entre la mi-mars et la mi-juin pour chacune des mares. Le site de Comognes est représenté par la lettre « C », le site de Biran par « BI », le site de Bure par « BU », le site de Rochefort par « R » et le site du Quartier par « Q ».*

Mois	Jour	Session	Mare	Mois	Jour	Session	Mare	Mois	Jour	Session	Mare	Mois	Jour	Session	Mare
Mars	1			Avril	1	1	R3	Mai	1	2	BI	Juin	1		Repos
Mars	2			Avril	2	1	BI	Mai	2	2	BU1, BU2; R1, R2	Juin	2		Repos
Mars	3			Avril	3	1	BU1, BU2; R1, R2	Mai	3	2	R4	Juin	3	3	BI
Mars	4			Avril	4	1	R4	Mai	4	2	R3	Juin	4	3	BU1, BU2; R1, R2
Mars	5			Avril	5	1	R3	Mai	5	2	BI	Juin	5	3	R4
Mars	6			Avril	6	1	BU1, BU2 ; R1, R2	Mai	6	2	BU1, BU2 ; R1, R2	Juin	6	3	R3
Mars	7			Avril	7	1	R4	Mai	7	2	R4	Juin	7	3	BI
Mars	8			Avril	8	1	R3	Mai	8	2	R3	Juin	8	3	BU1, BU2; R1, R2
Mars	9			Avril	9	1	Q2, Q3, Q4	Mai	9	2	BU1, BU2; R1, R2	Juin	9	3	R4
Mars	10			Avril	10	1	Q1, Q5, Q6, Q7	Mai	10	2	R4	Juin	10	3	R3
Mars	11			Avril	11	1	Q2, Q3, Q4	Mai	11	2	R3	Juin	11	3	BU1, BU2; R1, R2
Mars	12			Avril	12	1	Q1, Q5, Q6, Q7	Mai	12		Repos	Juin	12	3	R4
Mars	13			Avril	13	1	Q2, Q3, Q4	Mai	13		Repos	Juin	13	3	R3
Mars	14			Avril	14	1	Q1, Q5, Q6, Q7	Mai	14		Repos	Juin	14		Repos
Mars	15			Avril	15		Repos	Mai	15		Pose nasses	Juin	15		Repos
Mars	16			Avril	16		Repos	Mai	16	2	Q2, Q3, Q4	Juin	16		Pose nasses
Mars	17			Avril	17		Pose nasses	Mai	17	2	Q1, Q5, Q6, Q7	Juin	17	3	Q2, Q3, Q4
Mars	18			Avril	18	2	C1, C2	Mai	18	2	Q2, Q3, Q4	Juin	18	3	Q1, Q5, Q6, Q7
Mars	19	1	C1, C2	Avril	19	2	C3	Mai	19	2	Q1, Q5, Q6, Q7	Juin	19	3	Q2, Q3, Q4
Mars	20	1	C3	Avril	20	2	C4, C5, C6, C7	Mai	20	2	Q2, Q3, Q4	Juin	20	3	Q1, Q5, Q6, Q7
Mars	21	1	C4, C5, C6, C7	Avril	21	2	C1, C2	Mai	21	2	Q1, Q5, Q6, Q7	Juin	21	3	Q2, Q3, Q4
Mars	22	1	C1, C2	Avril	22	2	C3	Mai	22	3	C1, C2	Juin	22	3	Q1, Q5, Q6, Q7
Mars	23	1	C3	Avril	23	2	C4, C5, C6, C7	Mai	23	3	C3	Juin	23		
Mars	24	1	C4, C5, C6, C7	Avril	24	2	C1, C2	Mai	24	3	C4, C5, C6, C7	Juin	24		
Mars	25	1	C1, C2	Avril	25	2	C3	Mai	25	3	C1, C2	Juin	25		
Mars	26	1	C3	Avril	26	2	C4, C5, C6, C7	Mai	26	3	C3	Juin	26		
Mars	27	1	C4, C5, C6, C7	Avril	27	2	BI	Mai	27	3	C4, C5, C6, C7	Juin	27		
Mars	28	1	C1, C2	Avril	28		Repos	Mai	28	3	C1, C2	Juin	28		
Mars	29	1	BI	Avril	29		Repos	Mai	29	3	C3	Juin	29		
Mars	30	1	BU1, BU2; R1, R2	Avril	30		Pose nasses	Mai	30		C4, C5, C6, C7	Juin	30		
Mars	31	1	R4					Mai	31		BI				

Annexe 5. Calcul de l'indice de diversité de Shannon.

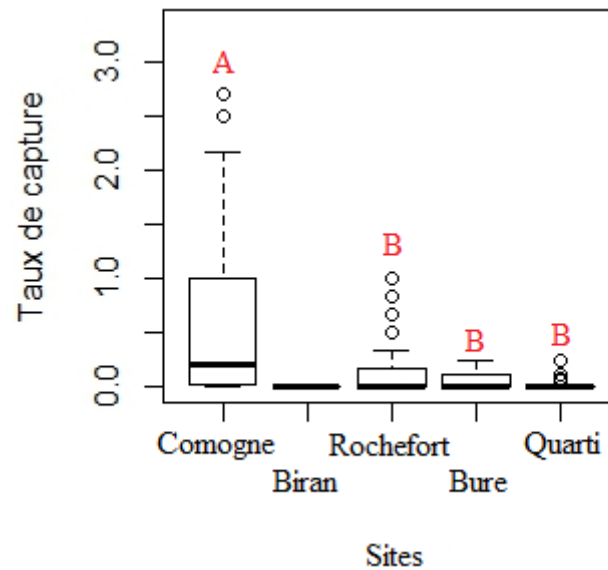
$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i)$$

H' représente l'indice de diversité de Shannon.

S représente le nombre de plante aquatique dans l'échantillon.

p_i représente la proportion d'une plante aquatique i dans l'échantillon sur l'effectif total de l'échantillon.

Annexe 6. Comparaison du taux de capture des tritons crêtés en fonction des différents sites de l'étude (n = 195). La médiane est représentée par le trait en gras et les interquartiles par les extrémités de la boîte à moustaches. Les différentes lettres démontrent une différence statistiquement significative.



Le taux de capture des tritons crêtés diffère entre les sites (Test de Kruskal-Wallis, KW = 68.26, ddl = 4, $p < 0.001$). Ce dernier est plus important pour le site de Comogne.

Annexe 7. Résultats des différentes mesures caractérisant les mares de l'étude ainsi que les estimations de la taille des populations. La surface est en m², la profondeur moyenne et maximale en cm et l'eau libre ainsi que le taux d'ensoleillement est en pourcentage.

Mare	N	Ñ	ES	IC 95%	Surface	Profondeur moyenne	Profondeur maximale	Abondance végétation	Indice diversité végétal	Turbidité	Eau libre	Taux ensoleillement	Substrat	
C1	5	5.15	0.21	4.76	5.57	23.78	47.60	85.00	1	0.19	4	99	100	Boue
C2	16	85.93	78.53	18.66	395.71	187.75	62.74	119.00	4	1.68	4	0	70	Sable-boue
C3	401	572.02	29.38	517.28	632.56	206.57	61.03	107.00	4	2.01	2	10	100	Sable
C4	16	16.65	0.43	15.82	17.52	24.00	50.12	99.67	4	0.82	3	20	80	Sable-boue
C5	35	39.28	3.21	33.47	46.08	22.33	50.51	85.00	1	0.38	4	90	100	Boue
C6	0	-	-	-	-	30.14	50.86	90.67	4	1.01	4	0	100	Sable-boue
C7	8	9.30	1.11	7.36	11.75	39.78	14.30	23.33	4	0.38	3	10	60	Boue
BI	0	-	-	-	-	74.71	47.46	94.33	2	0.57	4	60	80	Sable
R1	2	25.37	16.53	7.91	81.39	33.76	26.33	62.33	1	0.00	2	95	5	Pierre
R2	8	9.08	0.99	7.35	11.23	29.73	37.96	59.67	1	0.38	2	90	10	Pierre
R3	0	-	-	-	-	668.46	39.88	75.67	3	1.17	4	60	30	Vase
R4	0	-	-	-	-	588.34	47.06	80.67	4	1.20	3	10	50	Sable
BU1	5	5.00	0.00	5.00	5.00	110.03	5.88	12.50	3	0.19	2	65	100	Boue
BU2	2	2.00	0.00	2.00	2.00	150.05	10.34	18.00	3	0.19	2	65	100	Boue
Q1	2	2.40	0.00	2.40	2.40	55.53	57.66	107.00	3	0.76	2	40	90	Schiste
Q2	4	38.75	30.06	10.09	148.80	73.89	40.91	71.33	4	2.77	2	10	100	Schiste
Q3	0	-	-	-	-	63.70	58.04	105.00	4	1.31	2	0	80	Schiste
Q4	1	1.00	0.00	1.00	1.00	49.84	49.40	94.00	4	1.63	2	30	70	Schiste
Q6	0	-	-	-	-	48.84	51.07	95.00	1	1.77	3	80	10	Schiste
Q7	1	1.00	0.00	1.00	1.00	65.93	70.52	124.33	2	1.07	2	80	10	Schiste
Q8	0	-	-	-	-	30.49	47.60	84.00	1	0.77	2	95	100	Schiste
Q9	1	1.00	0.00	1.00	1.00	80.82	60.36	118.33	2	1.26	2	60	90	Schiste
Q10	2	50.30	34.15	15.05	168.15	50.84	46.09	86.00	3	0.87	2	40	90	Schiste



Annexe 8. Photographie de la mare 1 du site de Comognes. Absence de végétation aquatique.



Annexe 9. Photographie de la mare 2 du site de Comognes. Arbres autour de la mare et herbier de typhas et de lentilles d'eau.



Annexe 10. Photographie de la mare 3 du site de Comognes. Abondance de végétation aquatique et faible turbidité.



Annexe 11. Photographie de la mare 4 du site de Comognes. Herbier de typhas.



Annexe 12. Photographie de la mare 5 du site de Comognes. Absence de végétation aquatique et turbidité importante.



Annexe 13. Photographie de la mare 6 du site de Comognes. Herbier de lentilles d'eau et mauvais état écologique.



Annexe 14. Photographie de la mare 7 du site de Comognes. Mare temporaire et abondance de la végétation aquatique.



Annexe 15. Photographie de la mare du site de Biran. Milieu plutôt fermé et présence de lentilles d'eau.



Annexe 16. Photographie de la mare 1 (équivalente à la mare 2) du site de Rochefort. Milieu fermé, absence de végétation aquatique et faible turbidité.



Annexe 17. Photographie de la mare 3 du site de Rochefort. Milieu fermé, peu de végétation aquatique et turbidité importante.



Annexe 18. Photographie de la mare 4 du site de Rochefort. Milieu fermé, herbier de prèles et faible turbidité.



Annexe 19. Photographie de la mare 1 (équivalente à la mare 2) du site de Bure. Mare temporaire et abondance de végétation.



Annexe 20. Photographie de la mare 9 (équivalente aux 8 autres mares) du site du Quart. Peu de végétation aquatique et faible turbidité.

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier Thibaut Goret de m'avoir accueillie au sein du projet LIFE Prairies bocagère et de m'avoir permis de faire autant de terrain. Je remercie également Natagora pour m'avoir accueillie au sein de la structure.

Je remercie également Olivier Kints de m'avoir aidé à la construction des nasses et pour avoir pris le temps de me faire découvrir toutes les mares, ainsi qu'Arnaud Laudelout pour avoir répondu à toutes mes questions concernant le protocole ou l'analyse des données. Je vous remercie également de m'avoir suivi durant toute la durée du stage.

Je remercie Thibaut, Sarah et Rémi pour m'avoir aidé un jour férié sur le terrain et de m'avoir tenu compagnie ce jour là. Encore merci à Sarah pour m'avoir emmené dans les combes de bâtiments à la recherche de chauve-souris et de m'avoir montré ton travail de SM2.

Un grand merci à Marc Paquay pour avoir pris le temps de m'aider à identifier la flore aquatique et quelques invertébrés malgré les difficultés.

Je remercie également le DNF de Rochefort et plus particulièrement Jean Sébastien Sieux pour sa collaboration. Merci aux deux ouvriers du DNF pour leur sympathie et pour leur aide dans l'identification des poissons.

Je finirais par remercier ma famille, Arnaud et Thibaut pour avoir pris le temps de lire et corriger mon rapport.

RÉSUMÉ

Le triton crêté est une espèce menacée d'extinction. Il se reproduit au sein des milieux humides ouverts tels que les anciennes carrières ou les mares agricoles, puis il trouve refuge dans les milieux forestiers durant l'hiver. La structure et la dynamique des populations se basent sur le concept de métapopulation, c'est-à-dire un ensemble de populations locales spécialement subdivisées. La dégradation du milieu et les exigences écologiques de l'espèce ne permettent plus aux populations de se maintenir. Dans la région Wallonne de Belgique, la répartition des populations de triton crêté est fragmentée et de nombreux sites occupés sont actuellement très isolés. Face au déclin de cette espèce, des zones protégées ont été mises en place par le réseau Natura 2000. Ce dernier est aidé financièrement par les projets LIFE-Nature. En Wallonie une association, Natagora, met en place plusieurs projets LIFE dont le projet LIFE Prairies bocagères, visant en partie à restaurer l'habitat du triton crêté. Par une méthode de Capture-Marquage-Remarquage (CMR), la taille des populations a été estimée. Cinq sites ont été prospectés, représentant ainsi 23 mares. Seul un site d'un réseau de sept mares possède les plus grandes populations, mais seule une mare se compose de plusieurs centaines d'individus. La deuxième plus grande population est estimée à moins de 40 individus. Le taux de capture varie au cours de la saison, c'est à partir de la mi-avril que les populations sont les plus grandes. Les populations sont dynamiques uniquement au sein de la mare, puisqu'aucun individu n'a été retrouvé dans une autre mare d'un même site. De plus la dynamique au niveau des sexes varie durant la saison et l'indice corporel montre que les individus les plus âgés arrivent et partent de la mare avant par rapport aux plus jeunes. La principale limite liée aux déplacements des individus est la distance entre les sites de reproduction. Le creusement de nouvelles mares permettrait de créer un réseau fonctionnel et ainsi favoriser la persistance de la population. La restauration et l'entretien des sites sont donc indispensables au maintien des populations.