

DÉCLIN D'UNE POPULATION DE TORTUE D'HERMANN (*TESTUDO HERMANNI HERMANNI* GMELIN, 1789) EN MILIEU FORESTIER. EFFETS COMBINÉS DE PLUSIEURS FACTEURS ANTHROPIQUES

Thibaut COUTURIER<sup>1\*</sup>, Lucile TILLION-LACAZALE<sup>1</sup>, Aurélien BESNARD<sup>1</sup>,  
Guillaume ASTRUC<sup>1</sup> & Marc CHEYLAN<sup>1</sup>

**SUMMARY.** — *Decline of a Hermann's Tortoise (Testudo hermanni hermanni Gmelin, 1789) population in forest. Combined effects of several anthropogenic factors.* — This study investigates the evolution of a population of Hermann's tortoises, located on the edge of the massif des Maures, over a period of 30 years through capture–recapture monitoring. It shows a considerable decline of 73 % in the number of adult tortoises between the early 1980s and 1999; then from 1999, the population stabilized at around 100 adult tortoises. The fall in numbers during the first period seems to be linked to several factors. The 22 % increase in forest cover between 1983 and 1995 increased the concentrations of eggs laid in some open areas, making it easier for the species' natural predators to find them. Mechanized clearance of undergrowth carried out in 1989 and 1994 has undoubtedly reduced the size of the population. The presence of dogs has posed an additional threat (97 % of the adult tortoises have bite marks and 7 % are missing limbs). In addition, the impact of dog bites on the tortoises' shells has, over time, removed individual markings, thereby distorting survival estimates. The stabilization of numbers over the last decade seems to be due to the discontinuation of certain practices (notably mechanized undergrowth clearance). However, the demographic structure (with almost no juveniles) could soon lead to another decrease in population. This situation seems to be specific to this particular population and cannot be applied generally to all the populations in Provence.

**RÉSUMÉ.** — Cette étude analyse l'évolution d'une population de Tortue d'Hermann située en marge du massif des Maures sur une période de 30 années, sur la base de suivis par capture–recapture. Elle montre une baisse considérable des effectifs adultes (73 %) entre le début des années 1980 et 1999, puis une stabilisation de la population aux alentours de 100 individus adultes à partir de 1999. Cette chute des effectifs sur la première période semble liée à une addition de facteurs. L'augmentation de 22 % du couvert forestier entre 1983 et 1995 accroît la concentration des pontes sur quelques zones ouvertes, ce qui favorise leur découverte par les prédateurs naturels de l'espèce. Des débroussaillages mécaniques conduits en 1989 et 1994 ont certainement amoindri les effectifs de la population. La pression exercée par les chiens (actuellement 97 % des sujets adultes présentent des traces de crocs et 7 % des amputations de membres) vient ajouter une menace supplémentaire. De plus, les impacts de crocs de chien sur les carapaces de tortues ont provoqué une perte des marques individuelles au cours du temps, biaisant ainsi les estimations de survie. La stabilisation des effectifs depuis une dizaine d'années semble due à l'arrêt de certaines pratiques (débroussaillages mécaniques notamment). En revanche, la structure démographique (quasi absence de juvéniles) laisse craindre un effondrement prochain de la population. Cette situation semble propre à cette population et non généralisable à l'ensemble des populations de la Provence.

---

<sup>1</sup> Laboratoire de Biogéographie et Écologie des Vertébrés, École Pratique des Hautes Études, Centre d'Écologie Évolutive et Fonctionnelle, CNRS UMR 5175, 1919 Route de Mende, F34293 Montpellier cedex 5, France

\* correspondance : thibaut.couturier@wanadoo.fr

Le déclin de la Tortue d'Hermann est manifeste dans une bonne partie de son aire de répartition, d'où son classement sur les listes rouges de l'UICN (IUCN, 2010) et la mise en place de programmes de conservation en sa faveur, en Europe (programmes Life +) et en France (Plan National d'Actions, Cheylan *et al.*, 2009). Ce déclin a des causes multiples, essentiellement liées à l'action de l'Homme sur ses milieux de vie (Cheylan *et al.*, 2009 ; Bertolero *et al.*, 2011). Les causes majoritairement mises en avant sont l'impact des incendies de forêts, l'extension du tissu urbain, l'intensification des pratiques agricoles, la progression du couvert forestier et la collecte illicite d'individus (Cheylan, 1984, 2001 ; Bertolero *et al.*, 2011). Cotte (1930) et Cheylan (2001) citent également la prédation par les chiens comme ayant un impact localement, bien qu'aucune étude n'ait quantifié ce phénomène. Dans ce contexte, les études à long terme sont particulièrement précieuses pour tenter de mieux comprendre les causes de déclin. Elles sont malheureusement rares si l'on excepte le suivi mené par Bertolero sur une population introduite dans le delta de l'Ebre en Espagne (Bertolero, 2002). Dans cette étude, nous nous proposons d'analyser la dynamique d'une population située en zone forestière aux marges du massif des Maures sur une durée de 30 ans à l'aide d'un protocole de capture-recapture. Plus précisément, il s'agit de : (1) mesurer l'évolution démographique de la population ; (2) caractériser l'évolution de l'habitat au cours des 50 dernières années ; (3) évaluer l'influence relative de l'évolution du milieu et des autres facteurs anthropiques sur la dynamique de la population. Compte tenu de l'évolution progressive du paysage et de la forte longévité de l'espèce, les réponses démographiques aux modifications de la qualité du milieu sont susceptibles d'être lentes (Congdon *et al.*, 1993). Le suivi de cette population à l'échelle individuelle et sur un pas de temps de 30 ans fournit un recul temporel suffisant, et rare pour cette espèce, permettant d'évaluer l'évolution démographique d'une population en lien avec les transformations de son milieu de vie.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le site d'étude se situe au nord du Massif des Maures (Fig. 1), à flanc de colline, entre 180 et 320 mètres d'altitude, principalement exposé en face sud. D'une superficie de 42 hectares, il est essentiellement composé de châtaigneraies (*Castanea sativa*), chênaies (*Quercus suber*, *Q. ilex*, *Q. pubescens*) et pinèdes (*Pinus pinaster*) plus ou moins denses, de maquis à bruyère arborescente (*Erica arborea*), arbousiers (*Arbutus unedo*) et cistes (*Cistus sp.*) et de zones plus ouvertes (anciennes cultures en terrasse et vergers d'oliviers). Plus d'informations sur le type de végétation sont fournies par Stubbs & Swingland (1985) qui ont initié l'étude dans les années 80. Le site est bordé au nord et à l'ouest par des zones densément couvertes de forêts, généralement entretenues au moyen de débroussaillages mécaniques (pare-feux). Au sud, le site est bordé par une rivière et au nord-est par un village (Fig. 1). Il est donc isolé (d'environ 1 kilomètre) des populations de tortues environnantes situées, pour les plus proches, dans la plaine des Maures.

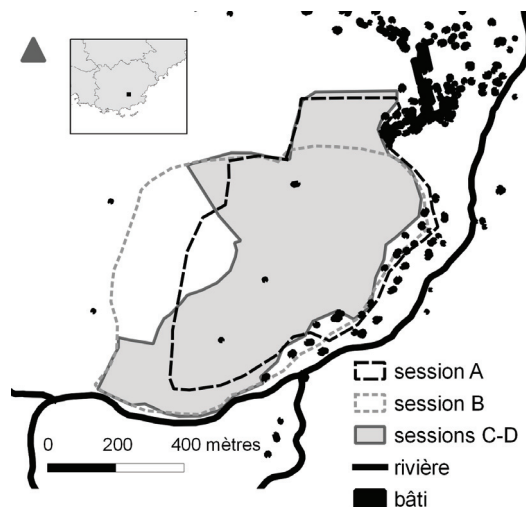


Figure 1. — Localisation du site d'étude de la Suvière des Mayons et des périmètres d'étude pour les sessions A (1981-83), B (1999), et C-D (2009-10).

## ÉVOLUTION DU PAYSAGE

Les évolutions paysagères du site ont été étudiées à l'aide de six jeux de photographies aériennes prises en 1958, 1972, 1983, 1995, 2003 et 2008 (source : Institut Géographique National). Une grille de 400 points couvrant la zone d'étude a été superposée à ces photographies pour estimer la nature de l'occupation du sol à ces différentes dates. Pour chacun des points, la nature du couvert a été notée selon six catégories : forêt claire, forêt dense, maquis clair, maquis dense, éléments anthropiques (chemins, jardins, maisons, routes) et éléments agricoles (oliviers, pâturages, prairies, cultures, vignes).

## COLLECTE DE DONNÉES

Quatre grandes sessions de capture-recapture ont été conduites entre 1981 et 2010 : la session A par David Stubbs de 1981 à 1983, la session B par Denis Madec en 1999, les sessions C et D par nous-mêmes en 2009 et 2010. La limite du site d'étude diffère légèrement entre ces sessions (Fig. 1). Pour la session B, un élargissement vers l'ouest a été réalisé alors qu'une partie au nord a été retirée. Lors des sessions C et D, nous avons cherché à englober la majeure partie des contours des sessions A et B, à l'exception de la partie nord-ouest du site (16 ha) où les conditions d'accès sont très difficiles, voire impossibles actuellement, en raison d'un couvert de bruyères arborescentes très dense, défavorable aux tortues.

L'échantillonnage lors de la session A a été réalisé en continu de juin à septembre 1981, puis de février à novembre 1982, de mars à juillet 1983 et enfin d'août à octobre 1983. Compte tenu de l'importance de cet échantillonnage, les auteurs considèrent que la quasi-totalité des individus de la population a été capturée et marquée (Stubbs & Swingland, 1985).

La session B a été conduite par un ou deux observateurs sur 40 occasions de capture de 5 heures du 20 mai au 1<sup>er</sup> août 1999. Les sessions C et D ont été menées par trois à cinq observateurs du 1<sup>er</sup> mai au 11 juin 2009 avec 12 occasions de capture, puis du 15 avril au 8 juin 2010 avec 8 occasions de capture, pendant les matinées où les conditions étaient favorables à l'activité des tortues (températures douces et pas ou peu de vent). Lors de la session D, un chien a aussi été utilisé pour la recherche des tortues (à l'exception d'une seule occasion de capture). Pour s'assurer que la zone d'étude soit bien prospectée dans son intégralité et de manière homogène au cours des sessions C et D, la zone a été découpée en plusieurs parties de surfaces égales (établies selon le nombre d'observateurs) à chaque occasion de capture, et chaque observateur prospectait l'une de ces parties en enregistrant son parcours avec un GPS.

Au cours des sessions A, C et D, un marquage individuel a été effectué au moyen de combinaisons d'entailles à la scie sur les écailles marginales (Cagle, 1939). Lors de la session B, le marquage a été effectué au moyen de clips métalliques conçus spécialement par la Station d'Observation et de Protection des Tortues et de leurs Milieux (SOPTOM). Un certain nombre d'individus rongés par les chiens (voir résultats) ont subi des pertes de marques ce qui a entraîné la non-identification d'individus communs entre la session A et les sessions suivantes.

Pour chaque individu, la longueur de la carapace a été mesurée au mm près avec un « mesure-tortue » (tortomètre, Stubbs *et al.*, 1984). Lors des sessions A et B, chaque individu était positionné sur une carte topographique quadrillée. Lors des sessions C et D, chaque individu a été localisé avec un GPS (précision  $\pm 5$  m) et des photographies du plastron ont été prises pour confirmer l'identité de l'individu grâce au patron de coloration. Ces photographies ont également permis de relever les écailles affectées par des crocs de chiens. La présence d'autres blessures telles que des brûlures ou des amputations de membres a également été notée.

## ESTIMATION DES TAILLES DE POPULATIONS ET DE LA PROBABILITÉ DE SURVIE

Les histoires de capture individuelles détaillées n'étant pas disponibles pour la session A, seules les sessions B, C et D ont été considérées dans cette analyse. En raison de la très faible présence d'individus juvéniles ( $N = 3$  pour les sessions C et D), les analyses n'ont été conduites que sur la fraction adulte, *i.e.* les individus dont la longueur de la carapace excède 100 mm (Stubbs *et al.*, 1984). L'homogénéité de la proportion de juvéniles contactés pour les trois sessions a été testée par un test de  $\chi^2$  d'indépendance.

Compte tenu du taux de survie annuel élevé de l'espèce (*e.g.* 0,95 [IC 95 % : 0,91 – 0,98], (Henry *et al.*, 1999), nous avons fait l'hypothèse qu'aucune mortalité n'a eu lieu entre les passages successifs de chaque session B, C et D, toutes étalées sur moins de trois mois. Par contre, la mortalité intervient entre ces sessions. Ce plan d'échantillonnage avec des sessions de capture à deux niveaux emboîtés (occasions intra-annuelles et sessions inter-annuelles) permet l'utilisation de modèles dits de « robust-design » (Pollock, 1982). Ils reposent sur le principe que les occasions de capture intra-session sont suffisamment proches dans le temps pour admettre que la population est fermée (*i.e.* pas de mortalité, de natalité ni d'émigration ou d'immigration), tandis que la population est considérée ouverte entre sessions. Ces modèles fournissent les estimations d'abondance  $N$  à chaque session, les probabilités de capture  $p$  à chaque occasion de capture et la probabilité de survie  $S$  entre les sessions. Ce modèle a été amélioré par Pradel (1996) afin d'estimer le recrutement à partir des histoires de capture renversées. Le paramètre naturel dans cette approche, appelé probabilité d'ancienneté  $\gamma$ , est défini comme la probabilité d'avoir préalablement appartenu à la population. Il permet de déduire le nombre d'individus nouvellement entrés dans la population entre deux sessions.

Nous avons préalablement testé l'ajustement du modèle CJS comme modèle initial à l'aide du logiciel U-Care v2.3.2 (Choquet *et al.*, 2009) puis modélisé les paramètres  $p$ ,  $S$  et  $\gamma$  selon plusieurs modèles en retenant le plus parcimonieux sur la base du critère d'AIC (Burnham & Anderson, 2002). Tous les modèles ont été ajustés sous Mark v5.1 (White & Burnham, 1999).

Concernant la probabilité de détection  $p$ , nous avons testé un modèle incluant de la variabilité temporelle (*i.e.* toutes les probabilités de détection différentes selon les occasions de capture), un modèle avec  $p$  constant pour toutes les occasions et un modèle incluant des différences entre les trois sessions. Concernant la probabilité de survie  $S$ , nous avons considéré le modèle avec  $S$  identique pour les intervalles B-C et C-D, celui où il diffère, ainsi qu'un modèle où  $S$  était fixé à 1 pour l'intervalle C-D. Compte-tenu des durées très différentes des intervalles B-C (10 ans), et C-D (1 an), nous avons uniquement considéré le modèle où la probabilité d'ancienneté  $\gamma$  diffère pour ces deux intervalles.

## SÉLECTION D'HABITAT

Les habitats identifiés sur les points d'observation de tortues pour les sessions C et D ont été comparés à l'habitat renseigné sur une grille de 300 points disposée aléatoirement sur la zone d'étude. A chaque point (utilisé pour une observation de tortue ou disponible pour une intersection de la grille), une catégorie de végétation (herbe, buisson ou arbre) a été attribuée à partir des photographies disponibles sous Google Earth (année 2006) et fournies par l'Institut Géographique National (année 2008). Les différences entre points utilisés et points disponibles ont été testées avec un test de  $\chi^2$  d'indépendance.

## RÉSULTATS

### ÉVOLUTION DU PAYSAGE

Dans les années 50, le paysage du site d'étude était essentiellement composé d'éléments agricoles (17,6 %), de maquis dense (23,5 %), de forêts claires (20,9 %) et denses (31,5 %) (Fig. 2). Une augmentation marquée (+58,2 %) de la forêt dense a eu lieu entre 1972 et 1995, accompagnée d'une régression à peu près équivalente du maquis dense (-61,7 %) et du maquis clair (-54,8 %), et d'une régression moindre des parcelles cultivées (-28,0 %). Entre 1995 et 2008, la photo-interprétation ne révèle pas d'évolution notable des paysages, bien que la stabilisation des éléments anthropiques entre 7,7 et 9,1 % soit biaisée négativement du fait que ces éléments se situent en général sous la canopée forestière (cas des pistes forestières) ce qui empêche leur détection par photo-interprétation. Il en est pour partie de même en ce qui concerne la diminution du maquis dense.

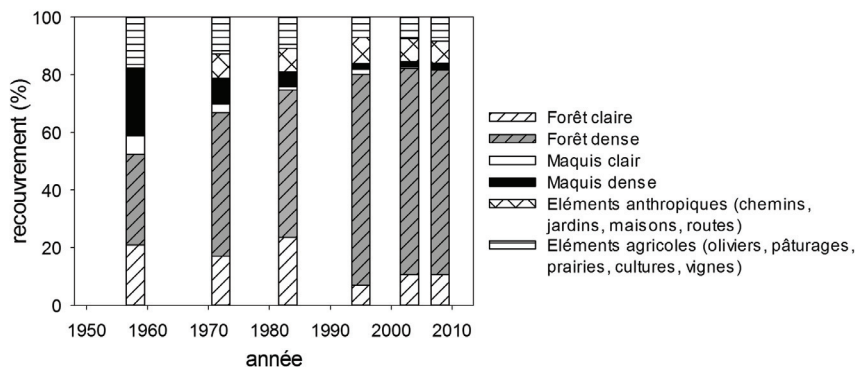


Figure 2. — Évolution des différents types de milieux sur la Suvière des Mayons de 1958 à 2008 estimée par lecture des photographies aériennes sur une grille de 400 points.

### ESTIMATION DES TAILLES DE POPULATION ET DE LA PROBABILITÉ DE SURVIE

387 individus ont été capturés lors de la session A (dont 14 % de juvéniles), 71 lors de la session B (dont 6 % de juvéniles), et 96 individus pour les sessions C et D regroupées (dont 3 % de juvéniles). Les classes de taille des individus capturés sont représentées pour les deux dernières sessions (Fig. 3). La proportion en juvéniles diffère significativement entre les sessions ( $\chi^2_2 = 9,69$ ,  $P < 0,01$ ), elle était bien plus importante lors de la session A. Parmi les individus capturés lors des sessions C et D, seulement 5 ont pu être identifiés avec certitude comme étant des recaptures d'individus marqués en 1999.

Le modèle CJS est bien ajusté aux données et peut donc être utilisé comme modèle initial ( $\chi^2_{127} = 58,21$ ,  $P = 1$ ). Le modèle le mieux ajusté aux données ( $\Delta AIC > 2$  par rapport aux autres modèles testés) est celui qui prend en compte des variations annuelles de  $p$ , et  $S$  fixé à 1 pour l'intervalle C-D (Tab. I). Ce modèle estime la probabilité de détection individuelle à 0,028 (SE = 0,004) par occasion pour la session B, à 0,077 (SE = 0,012) pour la session C, et

à 0,146 (SE = 0,014) pour la session D. La probabilité de survie annuelle entre les sessions B et C est estimée à 0,776 (SE = 0,034). L'effectif de la population est estimé à 104 individus (SE = 10,33) pour la session B, 100 individus (SE = 12,64) pour la session C et 107 individus (SE = 8,53) pour la session D. La probabilité d'ancienneté est estimée à 0,781 (SE = 0,035) pour l'intervalle B-C et 0,925 (SE = 0,121) pour l'intervalle C-D. Le nombre de nouveaux arrivants est ainsi estimé à 22 individus [IC 95 % : 16-30] en 2009 et 8 [IC 95 % : 0-76] en 2010.

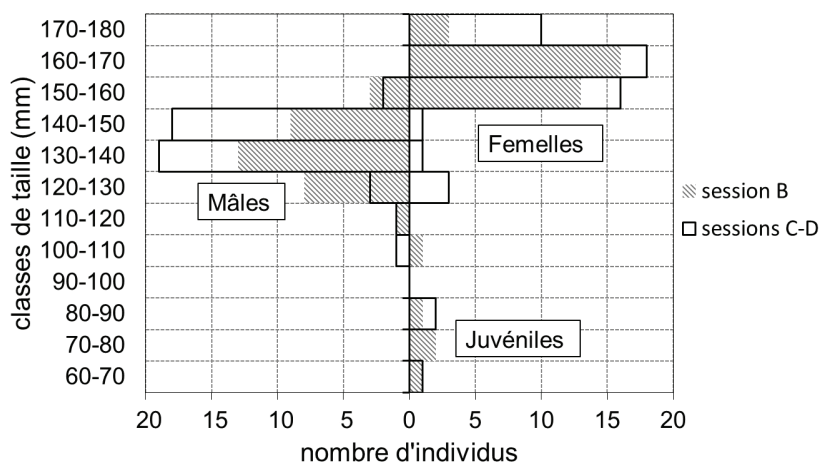


Figure 3. — Distribution des classes de taille des individus de Tortue d'Hermann capturés lors des sessions B (1999) et C-D (2009-10)

TABLEAU I

Description des modèles, Akaike's information criterion corrected for small sample size (AICc),  $\Delta$  AICc, nombre de paramètres (np) et déviance pour les 9 modèles testés sur la population de tortues d'Hermann de la Sivière des Mayons.  $p$  : probabilité de détection,  $S$  : probabilité de survie, (année) : paramètre différent entre sessions, (.) : paramètre constant, (t) : paramètre différent entre occasions de capture, BC : intervalle entre les sessions B (1999) et C (2010). CD : intervalle entre les sessions C (2009) et D (2010)

Modèle	AICc	$\Delta$ AICc	np	Déviance
$P(\text{session}), S_{(BC \neq CD = 1)}$	1113.48	0	9	1094.92
$P(\text{session}), S_{(BC \neq CD)}$	1115.61	2.13	10	1094.92
$P(\text{session}), S_{(BC = CD)}$	1119.51	6.03	9	1100.95
$P(.), S_{(BC \neq CD = 1)}$	1217.09	103.61	7	1202.74
$P(.), S_{(BC \neq CD)}$	1219.19	105.71	8	1202.74
$P(t), S_{(BC \neq CD = 1)}$	1226.6	113.12	66	1060.97
$P(t), S_{(BC \neq CD)}$	1229.75	116.27	67	1060.97
$P(.), S_{(BC = CD)}$	1231.39	117.91	7	1217.04
$P(t), S_{(BC = CD)}$	1232.54	119.06	66	1066.9

#### BLESSURES PAR LES CHIENS

97 % des tortues capturées durant les sessions C et D portaient des traces de crocs sur le plastron et 7 % avaient au moins une patte amputée. Entre la session C et la session D (un an), 17 % des individus recapturés avaient subi de nouvelles attaques de chien provoquant une augmentation du nombre d'écailles marquées par des traces de crocs. La figure 4 illustre un cas d'aggravation particulièrement marqué.

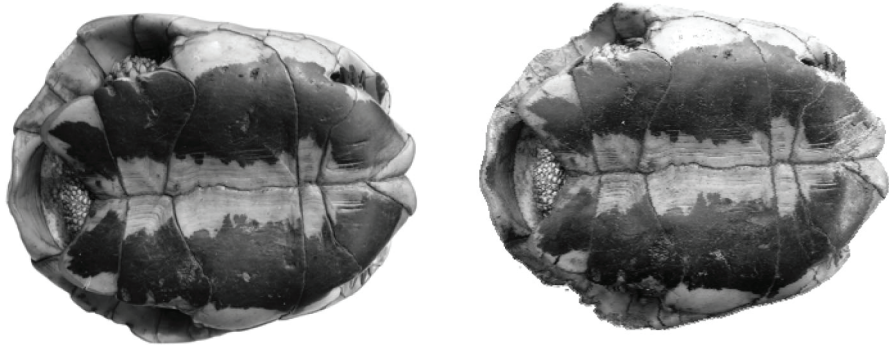


Figure 4. — Plastron d'un même individu de tortue d'Hermann en 2009 (gauche) et 2010 (droite) montrant notamment la forte attaque des écailles marginales à l'arrière de la carapace entre les deux années.

#### SÉLECTION D'HABITAT

L'habitat disponible actuellement se compose pour 7 % d'espaces herbeux, pour 4 % de formations arbustives, et pour 88 % d'arbres. Les observations de tortues concernent dans 30 % des cas les zones herbeuses, pour 15 % des cas les formations arbustives et pour 55 % des cas les zones forestières. Ceci suggère une sélection en faveur des zones ouvertes, en particulier les zones herbeuses, et une sélection négative des zones arborées. Cette différence entre habitat disponible et utilisé est confirmée par une valeur de  $\chi^2$  hautement significative ( $\chi^2_2 = 28,30$ ,  $P < 0,001$ ).

#### DISCUSSION

L'étude met en évidence une chute des effectifs d'environ 73 % entre le début des années 1980 et 1999, puis une stabilisation des effectifs dans la décennie suivante. Ce déclin pourrait avoir deux origines non-exclusives : 1/ une émigration définitive d'individus due à une évolution défavorable du site, et 2/ une dynamique démographique locale négative. La forte fidélité de l'espèce à son domaine vital (Chelazzi & Carlà, 1986), le relatif isolement de la zone d'étude et la stabilisation de la population au cours des dix dernières années vont plutôt à l'encontre de la première hypothèse. On note par ailleurs que cette chute des effectifs s'accompagne d'une réduction de la fraction juvénile observée, passant de 14 % dans les années 80 à 6 % en 1999 et 3 % actuellement. Cette évolution des structures démographiques est à interpréter avec prudence compte-tenu de la faible détectabilité des juvéniles (Henry *et al.*, 1999) et des pressions d'observation fort différentes entre sessions. Dans les années 80, l'effort de prospection a en effet été très élevé, ce qui a réduit les risques de sous-estimation de la fraction juvénile. En 1999, l'effort a été faible ce qui a pu conduire à sous-estimer la fraction juvénile. En 2009-2010, celui-ci a été assez conséquent notamment du fait de l'utilisation d'un chien qui a pu augmenter la détectabilité des juvéniles. On peut donc faire l'hypothèse que la réduction du nombre de juvéniles observée entre les années 1980 et 2010 exprime une réalité. Il convient néanmoins de rester prudent sur les chiffres obtenus.

#### CAUSES DE DÉCLIN DE LA POPULATION

L'évolution du couvert végétal semble un élément à prendre en compte dans le déclin de la population. L'analyse des photos aériennes anciennes montre en effet une nette progression de la forêt entre 1983 et 1995, ce qui a sans doute eu des effets multiples sur la biologie de la Tortue d'Hermann : réduction de la strate herbacée recherchée pour l'alimentation, réduction des postes d'ensoleillement, et surtout, perte et réduction des sites de ponte (Stubbs & Swin-

gland, 1985 ; Vilardell *et al.*, 2008). Une étude conduite par Denis Madec sur ce même site a pu montrer que la concentration des pontes sur un nombre limité de sites facilite la découverte des nids par les prédateurs, notamment par les fouines (Madec, 1999), ce qui engendre de fortes mortalités au stade œuf, pouvant concerner jusqu'à 95 % des pontes (Stubbs & Swingland, 1985). Cette prédation s'étend sans doute aux stades juvéniles bien qu'aucune étude n'ait pu le montrer. Le faible nombre de juvéniles constaté dès 1999 peut conforter cette hypothèse et expliquer le déclin de l'espèce dans ce type de milieu. L'important déclin observé entre 1983 et 1999 peut résulter des débroussaillages mécaniques conduits sur la zone, notamment en 1989 et 1994 (Guyot, 1996). De telles pratiques ont en effet des impacts catastrophiques pour les populations de tortues (Hailey, 2000 ; Casamitjana *et al.*, 2012 ; Cheylan, *obs. pers.*). Par la suite, des débroussaillages manuels ont été conduits sur le site pour limiter la fermeture du milieu tout en évitant une mortalité des tortues. Ceci pourrait expliquer la stabilité des paysages entre 1999 et 2010 révélée par l'analyse cartographique, ainsi que la stabilisation de la population de tortues.

Les traces de brûlures notées sur certains individus montrent que cette population est également affectée par le feu, reconnu depuis longtemps comme un important facteur de mortalité (Cheylan, 1984 ; Lambert, 1984 ; Hailey, 2000 ; Couturier *et al.*, 2011). Dans le cas présent, il s'agit très certainement de brûlures dues à des feux ponctuels pratiqués en hiver pour le nettoyage du sous-bois ; le dernier incendie ayant brûlé une partie de la zone d'étude remonte en effet à 1950 (Stubbs & Swingland, 1985).

#### IMPACT DES CHIENS

L'étude montre également l'importance des blessures infligées actuellement par les chiens sur les adultes (et très certainement sur les juvéniles), du fait de la proximité immédiate du village et des zones pavillonnaires aux marges du site. En 2009-2010, 97 % des individus présentaient en effet des traces d'attaques plus ou moins graves. Des mentions de telles attaques sur les chéloniens ont été rapportées par ailleurs (Cotte, 1930 ; Cheylan, 2001 ; Rozyłowicz & Dobre, 2010), mais cette étude est la première à quantifier son importance dans une population naturelle. Au début des années 1980, D. Stubbs ne constatait pas de telles blessures sur le site de la Suvière. Il pourrait donc s'agir d'un phénomène assez nouveau, lié sans doute à l'augmentation démographique du village des Mayons et du département du Var en général. Compte tenu de l'importance des séquelles constatées chez les adultes (*i.e.* amputations, carapaces rongées jusqu'à l'os), les juvéniles ont sans doute peu de chance de survivre à de telles attaques. Ceci pourrait expliquer la faible proportion de juvéniles dans la population, et se traduire par une nouvelle phase de déclin de la population dans les prochaines années. Dans certaines conditions, l'impact des chiens domestiques pourrait donc représenter une menace importante pour l'espèce, notamment dans les zones proches des habitations.

#### SURVIE ADULTE, ANCIENNETÉ ET PROBLÈMES DE MARQUAGE

La probabilité de survie adulte annuelle a été estimée à 1 entre 2009 et 2010 ce qui est conforme aux survies de l'espèce en situation stable (Fernández-Chacón *et al.*, 2011). En revanche, la faible survie observée entre 1999 et 2009 (0,78) est contradictoire avec la stabilité des effectifs constatée durant cette période. La faible probabilité d'ancienneté estimée (0,78) explique cette contradiction. Deux facteurs pourraient en être à l'origine : 1/ de très forts taux d'immigration d'individus, la population fonctionnant ainsi comme un « puits » ou 2/ une perte des marques individuelles, les individus considérés comme entrants étant des individus ayant perdu leur marque. Comme il a été dit, les échanges d'individus avec l'extérieur semblent limités dans le cas présent du fait de l'isolement du site et de l'extrême sédentarité des individus adultes (Chelazzi & Carlà, 1986). Ceci rend peu plausible la première hypothèse. La seconde hypothèse est donc plus vraisemblable compte tenu du fort impact des chiens sur les carapaces. Par ailleurs, certains clips métalliques placés en 1999 sur les individus non marqués à la scie ont pu être perdus comme cela a été constaté ailleurs (Cheylan, *obs. pers.*). Le nombre de nouveaux individus en 2009, estimé à 22 à partir de l'estimation de probabilité d'ancienneté, correspondrait alors à des individus ayant perdu leur marquage et considérés comme

morts, entraînant ainsi une surestimation de la mortalité. Compte tenu de ces éléments, nous suggérons dans tout suivi à long terme de compléter le marquage par des photographies de la carapace (plastron et dossière), qui permettront une reconnaissance à long terme non ambiguë des individus et lèvera le doute quant aux estimations de survie obtenues.

## CONCLUSION

L'étude menée sur le site de la Suvrière des Mayons montre que le déclin de la Tortue d'Hermann sur ce site est sans doute pluri-factoriel. L'évolution du couvert forestier, provoquant une prédation accrue des carnivores sur les sites de ponte semble y prendre une part importante, en association avec les travaux forestiers (débroussaillages mécaniques, feux d'hiver). Actuellement, la divagation des chiens représente une menace supplémentaire qui pourrait mettre à mal cette population dans les prochaines années. Cette situation ne peut cependant être généralisée à l'ensemble des populations du massif des Maures (et *a fortiori* de France). Les études en cours sur d'autres populations varoises montrent en effet des situations plus favorables à l'espèce, ce qui laisse envisager un redressement de la situation actuelle si des moyens de préservation sont développés dans les années à venir sur ce site (débroussaillages et entretiens non mécaniques du milieu, sensibilisation des propriétaires de chiens pour lutter contre leur divagation). La mise en œuvre récente d'un programme européen Life+ et d'un Plan National d'Actions sont deux éléments qui devraient agir dans ce sens.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions David Stubbs et Denis Madec pour les données récoltées dans les années 1980 et 1999, ainsi que les biologistes qui ont participé à l'étude en 2009 et 2010, Borja Ruiz-Romero, Morgane Denis-Perrière, Jérôme Hosselet et Emmanuelle Guérette. Cette étude a bénéficié du soutien financier d'un programme européen FEDER « Des tortues et des Hommes » et du programme européen Life+ « Tortue d'Hermann ».

## RÉFÉRENCES

- BERTOLERO, A. (2002). — *Biología de la tortuga mediterránea Testudo hermanni aplicada a su conservación*. Thèse de doctorat, Université de Barcelona, Barcelona, Espagne.
- BERTOLERO, A., CHEYLAN, M., HAILEY, A., LIVOREIL, B. & WILLEMSSEN, R.E. (2011). — *Testudo hermanni* Gmelin, 1789. Hermann's tortoise. Pp 059.1-059.20 in : A.G.J. Rhodin, P.C.H. Pritchard, P.P. van Dijk, R.A. Saumure, K.A. Buhmann, J.B. Iverson & R.A. Mittermeier (eds). *Conservation biology of freshwater turtles and tortoises*. Chelonian Research Monographs, Lunenburg, Massachusetts, U.S.A.
- BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. (2002). — *Model selection and multimodel inference: a practical information theoretic approach*. Springer, New-York, U.S.A.
- CAGLE, F.R. (1939). — A system of marking turtles for future identification. *Copeia*, 1939 : 170-173.
- CASAMITJANA, M., LOAIZA, J.C., SIMON, N. & FRIGOLA, P. (2012). — Aspectos ecológicos y efectos del manejo forestal en una población de Tortuga mediterránea (*Testudo hermanni hermanni*) en Cataluña (España). *Basic Appl. Herp.*, 26 : 73-86.
- CHELAZZI, G. & CARLÀ, M. (1986). — Mechanisms allowing home range stability in *Testudo hermanni* Gmelin (Reptilia Testudinidae): Field study and simulation. *Monitore zool. ital.*, 20 : 349-370.
- CHEYLAN, M. (1984). — The true status and future of Hermann's Tortoise *Testudo hermanni robertmertensi* WERMUTH 1952 in Western Europe. *Amphibia-Reptilia*, 5 : 17-26.
- CHEYLAN, M. (2001). — *Testudo hermanni* Gmelin, 1798 - Griechische Landschildkröten. Pp 179-189 in : U. Fritz (ed.) *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, Allemagne.
- CHEYLAN, M., CATARD, A., LIVOREIL, B. & BOSCH, V. (2009). — *Plan national d'actions en faveur de la Tortue d'Hermann Testudo hermanni hermanni*. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Provence-Alpes-Côte-d'Azur.
- CHOQUET, R., LEBRETON, J.-D., GIMENEZ, O., REBOULET, A.M. & PRADEL, R. (2009). — U-CARE : Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPture-REcapture data. *Ecography*, 32 : 1071-1074.
- CONGDON, J.D., DUNHAM, A.E. & VAN LOBEN SELS, R.C. (1993). — Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conserv. Biol.*, 7 : 826-833.



- COTTE, J. (1930). — Indigénat de la tortue grecque en Provence. *Ann. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 22 (4) : 83-93.
- COUTURIER, T., CHEYLAN, M., GUÉRETTE, E. & BESNARD, A. (2011). — Impacts of a wildfire on the mortality rate and small-scale movements of a Hermann's tortoise *Testudo hermanni hermanni* population in southeastern France. *Amphibia-Reptilia*, 32 : 541-545.
- FERNÁNDEZ-CHACÓN, A., BERTOLERO, A., AMENGUAL, A., TAVECCHIA, G., HOMAR, V. & ORO, D. (2011). — Spatial heterogeneity in the effects of climate change on the population dynamics of a Mediterranean tortoise. *Glob. Chang. Biol.*, 17 : 3075-3088.
- GUYOT, G. (1996). — *Biologie de la conservation chez la tortue d'Hermann française*. Thèse de doctorat, Université de Paris 06, France.
- HAILEY, A. (2000). — The effects of fire and mechanical habitat destruction on survival of the tortoise *Testudo hermanni* in northern Greece. *Biol. Conserv.*, 92 : 321-333.
- HENRY, P.-Y., NOUGARÈDE, J.-P., PRADEL, R. & CHEYLAN, M. (1999). — Survival rates and demography of the Hermann's tortoise *Testudo hermanni* in Corsica, France. Pp 189-196 in : C. Miaud & G. Guyotant (eds). *Current studies in Herpetology*. Societas Europaea Herpetologica, Le Bourget du Lac, France.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE [IUCN] (2010). — *IUCN Red list of threatened species*. Version 2010.4. IUCN. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.
- LAMBERT, M.R.K. (1984). — Threats to Mediterranean (West Palaearctic) tortoises and their effects on wild populations: an overview. *Amphibia-Reptilia*, 5 : 5-15.
- MADEC, D. (1999). — *La prédation des pontes dans le processus de raréfaction de la tortue d'Hermann Testudo hermanni hermanni dans le massif des Maures (Var)*. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études. Paris, France.
- POLLOCK, K.H. (1982). — A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl. Manage.*, 46 : 757-760.
- PRADEL, R. (1996). — Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics*, 52 : 703-709.
- ROZYLOWICZ, L. & DOBRE, M. (2010). — Assessing the threatened status of *Testudo hermanni boetgeri* Mojsisovics, 1889 (Reptilia : Testudines : Testudinidae) population from Romania. *N. West. J. Zool.*, 6 : 190-202.
- STUBBS, D., HAILEY, A., PULFORD, E. & TYLER, W. (1984). — Population ecology of European tortoises: review of field techniques. *Amphibia-Reptilia*, 5 : 57-68.
- STUBBS, D. & SWINGLAND, I.R. (1985). — The ecology of a Mediterranean tortoise (*Testudo hermanni*): a declining population. *Can. J. Zool.*, 63 : 169-180.
- VILARDELL, A., CAPALLERAS, X., BUDÓ, J., MOLIST, F. & PONS, P. (2008). — Test of the efficacy of two chemical repellents in the control of Hermann's tortoise nest predation. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54 : 745-748.
- WHITE, G.C. & BURNHAM, K.P. (1999). — Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Stud.*, 46 (Suppl.) : 120-138.