

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/336770312>

Mise à jour des connaissances sur le discoglosse sarde *Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837 dans l'île de Port-Cros en 2018 : habitats potentiels, état de la population et mes...

Article · October 2019

CITATIONS

3

READS

158

4 authors:



Rémi Duguet

Alcedo Faune et Flore

30 PUBLICATIONS 158 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Pauline Priol

StatiPOP

19 PUBLICATIONS 105 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Grégory Deso

AHPAM (Association Herpétologique de Provence Alpes Méditerranée)

59 PUBLICATIONS 139 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



David Geoffroy

Ecole Pratique des Hautes Etudes

18 PUBLICATIONS 41 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Wine and reptiles [View project](#)



Census of amphibians found in hypogean habitats (holes and caves) in Europe [View project](#)

Mise à jour des connaissances sur le discoglosse sarde *Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837 dans l'île de Port-Cros en 2018 : habitats potentiels, état de la population et mesures de gestion

Rémi DUGUET^{1,2}, Pauline PRIOL³, Grégory DESO^{1*}, David GEOFFROY⁴

¹Ahpam (Association herpétologique de Provence Alpes Méditerranée), Maison des associations, 384 route de Caderousse, 84100 Orange, France.

²Alcedo Faune et Flore, 85 impasse Baslaval, 07110 Sanilhac, France.

³StatiPop-Consulting en suivi de populations animales, 4 avenue de Nîmes, 34190 Ganges, France.

⁴Parc national de Port-Cros, 181 Allée du Castel Sainte Claire, BP70220, 83406 Hyères Cedex, France.

*Contact : ahpam.contact@gmail.com

Résumé. Un protocole de type présence/absence permettant de modéliser les probabilités de détection et d'occupation de tronçons de cours d'eau temporaires (« oueds ») par le discoglosse sarde a été mis en place dans l'île de Port-Cros en 2018. Différentes méthodes d'échantillonnage, de jour et de nuit, réalisées au cours de quatre sessions de prospection printanières, ont pu être comparées. L'influence de différentes covariables d'habitats a aussi pu être testée. Le discoglosse sarde a été contacté aux stades adulte, juvénile ou têtard dans 59 % des tronçons en eau, soit un linéaire de 2,13 km. La probabilité d'occupation moyenne des tronçons en eau est estimée à 0,60 (IC 0,51-0,68). Les probabilités de détection moyennes varient pour chaque méthode et chaque session, de 0,00 à 0,58 (IC 0,46-0,69). La présence de l'espèce sur les tronçons juxtaposés et le nombre de vasques par tronçon ont une influence significative sur la probabilité d'occupation. Les résultats montrent l'intérêt d'associer au moins trois sessions entre le début et la fin de la saison de reproduction, afin d'obtenir un taux de détection proche de 90 %. Une situation hydrique exceptionnellement favorable en 2018 permet une comparaison avec la distribution de la population dans des conditions similaires en 2001.

Mots-clés : *Discoglossus sardus*, probabilité de détection, répartition, état de conservation, île de Port-Cros.

Abstract. Update of knowledge on the Tyrrhenian Painted Frog *Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837 in Port-Cros Island in 2018: potential habitats, state of the population and management measures. A presence / absence protocol to model the detection and occupation probabilities of temporary watercourses ("wadis") sections by the Tyrrhenian Painted Frog was set up on the island of Port-Cros in 2018. Different sampling methods, by day and by night, conducted during four spring survey sessions, were compared. The influence of different habitat covariates was also able to be tested. The species was observed in the adult, juvenile or tadpole stages in 59 % of the water sections, for a linear total length of 2.13 km. The average occupancy probability of the water sections is estimated at 0.60

(CI 0.51-0.68). The average detection probabilities vary for each method and each session, from 0.00 to 0.58 (CI 0.46-0.69). The occurrence of the species on the juxtaposed sections and the number of basins per section have a significant influence on the occupation probability. Results show the interest of achieving at least three sessions between the beginning and the end of the breeding season, in order to obtain a detection rate close to 90%. Exceptionally favorable watercourse situation in 2018, because of some abundant rainfalls in winter, allows a comparison with the distribution of the population under similar conditions in 2001.

Keywords: *Discoglossus sardus*, detection probability, geographic range, population trend, île de Port-Cros.

Introduction

Lors de sa création, en 1963, le Parc national de Port-Cros était cantonné à l'archipel de Port-Cros (Barcelo et Boudouresque, 2012). Depuis 2012-2016, le Parc national de Port-Cros comporte deux cœurs de parc terrestres et marins (les archipels de Port-Cros et de Porquerolles), une vaste Aire Maritime Adjacente (AMA) et une Aire d'Adhésion (AA) sur le continent (Astruch *et al.*, 2018).

La stratégie scientifique du Parc national de Port-Cros (ci-après dénommé 'le Parc') est un document cadre permettant de disposer d'une définition des besoins à long terme dans le domaine scientifique au sein de l'Établissement, et de retenir les axes prioritaires d'intervention pour l'ensemble des disciplines scientifiques (biologie, écologie, économie, géographie, sociologie, etc.) durant la période 2013-2022 (Barcelo *et al.*, 2013).

Concernant les suivis, la stratégie se fixe comme objectifs de les 'prioriser', en retenant principalement une liste d'espèces ou d'habitats remarquables, tels que par exemple le discoglosse sarde *Discoglossus sardus*, un amphibien qui n'est pas considéré comme menacé en Europe (Least Concern – LC) (Andreone *et al.*, 2009), mais au statut 'vulnérable' dans les Iles d'Hyères (IUCN France *et al.*, 2015) (Fig. 1). En effet, le discoglosse sarde est l'une des espèces-phares de la faune du Parc, au même titre, par exemple, que le mérrou brun *Epinephelus marginatus*, le phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea*, la grande nacre *Pinna nobilis* ou le puffin yelkouan *Puffinus yelkouan*, dont la conservation est une priorité pour le Parc.



Figure 1. Discoglosses mâle (à droite) et femelle (à gauche) sur un site de reproduction - île de Port-Cros, 12 avril 2018. Photo : O. Chaline.

Dans une logique de veille écologique des populations du discoglosse sarde, la responsabilité du Parc est notamment d'évaluer le statut de conservation de l'espèce et sa tendance à l'échelle de l'ensemble du territoire concerné : les îles de Port-Cros et du Levant.

Afin de perfectionner certains suivis, le Parc a engagé depuis 2016 une collaboration avec le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE-CNRS) de Montpellier. Au sujet du discoglosse sarde, cette collaboration a permis d'identifier une absence d'objectifs clairement énoncés, ainsi que plusieurs limites apparentes du protocole de suivi mis en place depuis 2009, dans la standardisation des relevés ou l'échelle spatiale jugée trop restreinte.

Comme recommandé dans cette analyse, il était donc nécessaire de retravailler l'échantillonnage spatial du suivi du discoglosse sarde, en modélisant la probabilité de détection afin de disposer de données de type présence/absence pertinentes.

Par conséquent, les principaux objectifs opérationnels d'une nouvelle étude étaient :

- de tester puis de valider un protocole standard (techniques, dates, fréquence, moyens humains, etc.), permettant d'évaluer de manière fiable, dans une saison de reproduction du discoglosse sarde, l'aire de répartition de l'espèce au sein des milieux aquatiques disponibles sur l'île de Port-Cros ;
- d'évaluer cette aire de répartition dans l'île de Port-Cros sur une saison de reproduction (printemps 2018), puis de comparer ces résultats aux données antérieures disponibles ;

- d'identifier d'éventuels facteurs de menace pesant sur la population de discoglosse sarde dans l'Île de Port-Cros, et le cas échéant de préconiser des mesures de conservation adaptées.

La mise en œuvre de cette étude a reposé sur un partenariat passé entre le Parc et l'Association Herpétologique de Provence Alpes Méditerranée (AHPAM). L'AHPAM a mobilisé trois intervenants principaux et a reçu le concours de quatre bénévoles pour la phase de prospections.

Le présent article détaille la méthodologie et les résultats de ce qui constitue le premier protocole robuste mis en place sur le discoglosse sarde dans le Parc, dans la perspective de son suivi à long terme.

Matériel et méthodes

Méthode d'échantillonnage

Une pré-étude réalisée en 2017 par le Parc a permis la réalisation d'une cartographie des habitats potentiels de reproduction pour l'espèce sur l'ensemble de l'Île de Port-Cros, selon des tronçons définis en fond de vallons, où l'humidité s'accumule. Les unités d'échantillonnage sont ces tronçons, d'une longueur de 30 m pour une largeur de quelques mètres au maximum, correspondant au lit majeur des oueds (Fig. 2), aux fossés d'une prairie humide et à deux lagunes arrière-littorales. Au total, on recense 483 tronçons, soit un linéaire de 6 km (Fig. 3). Des petits points d'eau artificiels de type puits, connus comme des sites de reproduction potentiels du discoglosse sarde (Pesme, 2001), se sont ajoutés aux tronçons.



Figure 2. Site de reproduction en oued – île de Port-Cros. Photo : G. Deso.

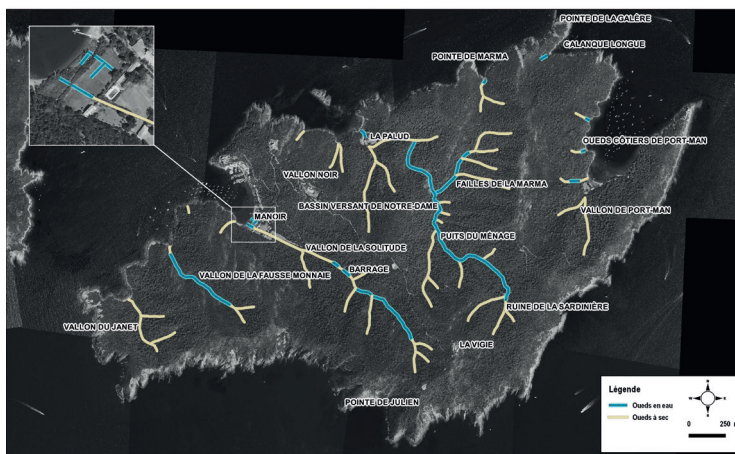


Figure 3. Ile de Port-Cros. Lieudits principaux et réseau hydrique simplifié en mars 2018.

Nous avons mis en place un protocole de type présence/absence, qui permet la modélisation de la détection et de l'occupation, afin de tester quatre méthodes de prospection :

De nuit :

- recherche visuelle des têtards, si besoin avec une épuisette ;
- recherche visuelle des adultes et des juvéniles (longueur museau-cloaque ≤ 35 mm), sans inspection des abris superficiels du sol.

De jour :

- recherche visuelle des têtards, si besoin avec une épuisette ;
- recherche visuelle des adultes et des juvéniles ;
- inspection délicate des abris superficiels du sol (pierres, bois morts, litière, etc.) accessibles à un observateur, dans les limites du tronçon.

Les prospections étaient menées durant la saison printanière de reproduction du discoglosse sarde de 2018, entre mars et mai, en quatre sessions séparées de quelques semaines : session n°1 du 13 au 16 mars 2018 ; session n°2 du 28 au 31 mars 2018 ; session n°3 du 10 au 13 avril 2018 ; session n°4 du 22 au 24 mai 2018.

La session de prospection n°1 donnait lieu à un repérage de l'ensemble des tronçons et des petits points d'eau artificiels de type puits, inondés donc susceptibles d'être des sites de reproduction. À cette occasion, un certain nombre de variables d'habitats ont été décrites pour toute la durée de la période d'étude : largeur du lit mouillé, profondeur d'eau maximale, pH, recouvrement de la strate arborée ('ensoleillement'),

faciès d'écoulement, nature du lit mineur, présence de seuils artificiels, nature du boisement, présence de murs de pierres sèches, présence et taille du bois mort au sol, présence de boutis de sangliers. Durant la session n°2, une variable supplémentaire a été décrite : il s'agit du nombre de fosses de dissipation ('vasques') par tronçon en secteur d'oued. À partir de la session n°2, seuls les tronçons en eau ont été prospectés systématiquement.

L'effort de prospection par tronçon était de 10 minutes maximum, à deux observateurs. Une équipe de nuit et une équipe de jour, formées d'observateurs différents, se succédaient sur les mêmes tronçons à 12 heures d'intervalle. L'équipe de nuit ne communiquait pas ses observations à l'équipe de jour, afin d'éviter d'influencer les prospections. Des mesures météorologiques étaient prises régulièrement à l'aide d'un thermo-anémomètre portable : températures de l'air et de l'eau, taux d'humidité, vent.

Le matériel et les vêtements étaient régulièrement désinfectés, conformément au 'Protocole d'hygiène pour le contrôle des maladies des amphibiens dans la nature à destination des opérateurs de terrain', édité par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (Miaud, 2014).

Analyses statistiques

Les données ont été modélisées selon des modèles d'occupation à saisons simples (MacKenzie *et al.*, 2002, 2006). Ces modèles permettent d'estimer la probabilité d'occupation du discoglosse sarde sur le site, mais également d'estimer et donc de comparer les probabilités de détection associées à chacune des différentes méthodes d'inventaire appliquées.

Afin de prendre en compte la non-indépendance spatiale des données, une variable d'auto-corrélation a été créée, considérant la présence de l'espèce sur les tronçons juxtaposés au tronçon concerné.

Toutes les covariables numériques ont été centrées-réduites avant analyse.

En raison d'un nombre important de données manquantes concernant les différentes covariables, trop chronophages pour être prises systématiquement sur le terrain, nous avons dû procéder à une modélisation en deux temps.

Dans un premier temps, nous avons modélisé les données de l'ensemble des tronçons en eau, afin d'avoir une vision de la répartition de l'espèce sur l'ensemble de l'île, sans pouvoir cependant y intégrer des covariables d'habitat ou d'observations car les modèles d'occupation ne tolèrent pas les données manquantes. Nous avons ainsi paramétré la probabilité de détection selon différents scénarios, en conservant la

probabilité d'occupation constante. La probabilité de détection a été modélisée soit :

- constante dans le temps et selon les méthodes : $p(.)$;
- variable selon :
 - . les quatre méthodes : $p(\text{méthode})$;
 - . la période de prospection (mars à mai) : $p(\text{période})$;
 - . le type de recherches portées sur les adultes ou les têtards : $p(\text{Ad/Têt})$;
 - . les passages diurnes ou nocturnes : $p(N/J)$;
 - . la période dépendamment du type de recherche : $p(\text{période} * \text{Ad/Têt})$;
 - . les périodes et les méthodes : $p(t)$.

À ces différents scénarios nous avons ajouté un effet possible des observateurs $p(\text{obs})$.

Nous avons aussi paramétré la probabilité d'occupation : constante $\Psi(.)$ ou influencée par l'auto-corrélation des tronçons $\Psi(\text{autocor})$.

Un total de 28 modèles a ainsi été ajusté et les estimations du maximum de vraisemblance ont été obtenus à l'aide du logiciel PRESENCE (Hines, 2006).

Dans un second temps, nous avons testé l'influence des covariables d'habitats sur la probabilité d'occupation du discoglosse sarde, afin de mieux comprendre la sélection des sites par l'espèce. Pour ce faire, nous avons conservé uniquement les variables d'intérêt les mieux renseignées, soit la profondeur d'eau, la largeur du lit mouillé, le secteur concerné (ou vallon), l'ensoleillement et le nombre de vasques. Ces modèles ne tolérant pas les données manquantes, nous avons dû exclure les tronçons pour lesquels des informations faisaient défaut, pour n'en conserver que 97 au total.

L'effet des conditions météorologiques n'a pas pu être testé sur la détection en raison de trop peu d'informations disponibles.

Afin de faciliter les interprétations et d'établir clairement les effets de chaque variable, nous nous sommes volontairement restreints à des analyses simples comprenant une ou exceptionnellement deux variables par paramètre. Nous avons ainsi paramétré la probabilité d'occupation (Ψ) de différentes manières :

- constante sur l'ensemble des sites : $\Psi(.)$;
- variable selon :
 - le secteur (vallon de la Solitude, bassin versant de Notre dame, vallon de la Fausse Monnaie, oueds côtiers de Port-Man, Calanque Longue ou Pointe de Marma) : $\Psi(\text{secteur})$;

- . la profondeur d'eau : $\Psi(\text{prof})$;
- . la largeur du lit mouillé : $\Psi(\text{larg})$;
- . la profondeur et la largeur du lit mouillé : $\Psi(\text{prof+larg})$;
- . l'ensoleillement : $\Psi(\text{expo})$;
- . le nombre de vasques dans le tronçon : $\Psi(\text{vasque})$.

À ces différents scénarios nous avons ajouté un effet possible de l'auto-corrélation des tronçons $\Psi(\text{autocor})$.

Pour ces modèles, la probabilité de détection a été modélisée selon le meilleur scénario des modèles précédents $p(t)$. Un total de 14 modèles ont ainsi été ajustés. Les estimations du maximum de vraisemblance ont été obtenus à l'aide du logiciel PRESENCE (Hines, 2006). Les modèles ont été comparés entre eux selon le critère d'Aikaike (AIC) (Burnham et Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées avec leur intervalle de confiance à 95 %.

Résultats

Distribution spatiale de l'habitat aquatique

122 tronçons, soit 25 % de l'ensemble des tronçons, ont été considérés comme des sites de reproduction potentiels du discoglosse sarde durant l'étude. Les points d'eau artificiels de type puits, à sec en mars 2018, ont été écartés du suivi.

L'espèce a été observée dans 71 tronçons (2,13 km), soit 59 % des tronçons en eau durant l'étude (Tabl. I, Fig. 4). Les adultes ont été recensés dans 60 tronçons (1,8 km), les juvéniles dans 24 tronçons (0,72 km) et les têtards dans 38 tronçons (1,14 km).

Tableau I. Ile de Port-Cros. Synthèse des résultats des prospections visuelles des adultes, des juvéniles et des têtards, de jour et de nuit. ND = Non déterminé.

Sessions	N°1			N°2			N°3			N°4			N°1 à 4		
	Jour	Nuit	Jour + nuit	Jour	Nuit	Jour + nuit	Jour	Nuit	Jour + nuit	Jour	Nuit	Jour + nuit	Jour	Nuit	Jour + nuit
	Adultes														
N tronçons «positifs» distincts	4	41	43	17	26	34	7	23	28	11	ND	ND	ND	ND	60
Maximum d'individus par tronçon	2	6	-	4	13	-	3	9	-	3	4	13	-	-	-
	Juvéniles														
N tronçons «positifs» distincts	2	3	5	10	7	14	8	2	10	2	ND	ND	ND	24	
Maximum d'individus par tronçon	1	1	1	4	3	6	1	1	1	1	4	3	-	-	
	Adultes + juvéniles														
N tronçons «positifs» distincts	6	42	ND	26	29	ND	14	24	ND	12	54	42	65		
Maximum d'individus par tronçon	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	13		
Nombre total de «contacts»	7	85	ND	43	59	ND	22	58	ND	17	ND	ND	ND		
	Têtards														
N tronçons «positifs» distincts	0	1	1	11	8	14	13	13	18	35	ND	ND	38		
	Adultes + juvéniles + têtards														
N tronçons «positifs»	ND	ND	44	ND	ND	44	ND	ND	40	44	ND	ND	71		

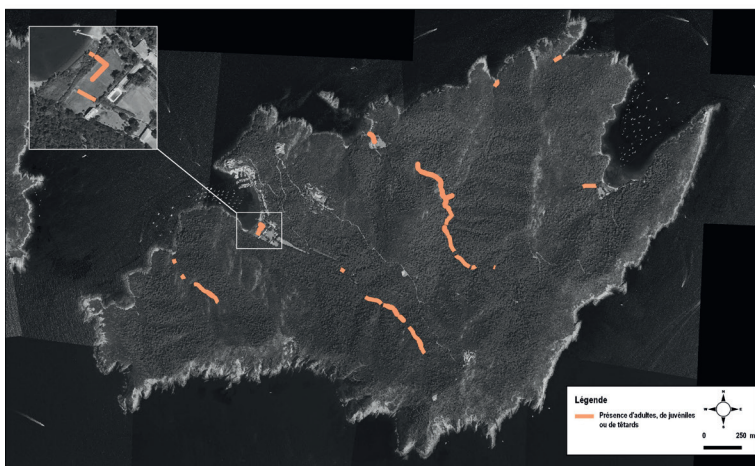


Figure 4. Ile de Port-Cros. Tronçons d'oueds de 30 m avec contacts d'adultes, de juvéniles ou de têtards en 2018.

Niveaux d'abondance des juvéniles et des adultes

Au total, sur l'ensemble du secteur (Tabl. I) :

- durant la session n°1, 85 contacts avec des adultes et des juvéniles ont été obtenus de nuit dans 42 tronçons, et 7 de jour dans 6 tronçons ;
- durant la session n°2, 59 contacts avec des adultes et des juvéniles ont été obtenus de nuit dans 29 tronçons, et 43 de jour dans 26 tronçons ;
- durant la session n°3, 58 contacts avec des adultes et des juvéniles ont obtenus de nuit dans 24 tronçons, et 22 de jour dans 14 tronçons ;
- durant la session n°4, 17 contacts avec des adultes et des juvéniles ont été obtenus de jour dans 12 tronçons.

Le nombre maximum d'adultes observés en une session dans un tronçon est de 13.

Probabilités de détection et d'occupation

Un modèle se distingue largement des autres (poids d'Aikaike de 0,73, Tabl. II). Ce modèle considère une probabilité de détection différente pour chaque méthode et à chaque passage nocturne ou diurne, et une probabilité d'occupation influencée par l'auto-corrélation des tronçons.

Tableau II. Classement des 10 meilleurs modèles d'occupation simple du discoglosse sarde dans 122 tronçons en eau de l'île de Port-Cros en 2018, selon les différents scénarios testés sur la probabilité de détection. K représente le nombre de paramètres, AICc le critère d'Akaike et w_i le poids d'Akaike. Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection.

Modèles	K	AICc	Δ AICc	w_i
$\Psi(\text{autocor}) p(t)$	16	1067,86	0,00	0,73
$\Psi(\text{autocor}) p(t+\text{obs})$	17	1069,86	2,00	0,27
$\Psi(.) p(t)\Psi(\text{autocor}) p(\text{periode*Ad/Têt}+\text{obs})$	15	1099,43	31,57	0,00
$\Psi(.) p(t+\text{obs})\Psi(\text{autocor}) p(\text{periode*Ad/Têt})$	11	1099,98	32,12	0,00
$\Psi(.) p(\text{periode*Ad/Têt}+\text{obs})$	16	1101,43	33,57	0,00
$\Psi(.) p(\text{periode*Ad/Têt})$	10	1105,77	37,91	0,00
$\Psi(\text{autocor}) p(\text{methode}+\text{obs})$	10	1131,54	63,68	0,00
$\Psi(\text{autocor}) p(\text{methode})$	9	1137,34	69,48	0,00
$\Psi(.) p(\text{methode}+\text{obs})$	7	1143,40	75,54	0,00
$\Psi(.) p(\text{methode})$	6	1151,66	83,80	0,00

L'occupation moyenne des tronçons en eau, par le discoglosse sarde, toutes classes d'âge confondues (adultes, juvéniles et têtards), est estimée à 0,60 (IC 0,51-0,68).

Les probabilités de détection moyennes varient à chaque méthode et à chaque passage, avec des estimations variant de 0,00 à 0,58 (IC 0,46-0,69) (Tabl. III). Le passage le plus efficace en termes de détection est de loin le passage nocturne de la session n°1 pour la détection des adultes (58 %). Viennent ensuite, par ordre d'efficacité décroissant :

- le passage diurne de la session n°4 pour la détection des têtards (48 %) ;
- les passages nocturnes et diurnes de la session n°2 pour la détection des adultes et des juvéniles (respectivement 40 % et 36 %, Tabl. III).

Tableau III. Estimations et IC (intervalle de confiance) à 95 % du paramètre de détection du discoglosse sarde dans 122 tronçons en eau de l'île de Port-Cros en 2018 à chaque occasion, issues du modèle $\Psi(\text{autocor}) p(t)$.

Période	Méthode et passage	Estimation p si autocor positive
Session n°1	Prospection nocturne d'adultes	0,58 (0,46 - 0,69)
	Prospection nocturne de larves	0,01 (0,00 - 0,09)
Mi-mars	Prospection diurne d'adultes	0,08 (0,04 - 0,17)
	Prospection diurne de larves	0,00 (0,00 - 1,00)
Session n°2	Prospection nocturne d'adultes	0,40 (0,29 - 0,52)
	Prospection nocturne de larves	0,11 (0,06 - 0,21)
Fin-mars	Prospection diurne d'adultes	0,36 (0,26 - 0,48)
	Prospection diurne de larves	0,15 (0,09 - 0,25)
Session n°3	Prospection nocturne d'adultes	0,33 (0,23 - 0,45)
	Prospection nocturne de larves	0,18 (0,11 - 0,29)
Mi-avril	Prospection diurne d'adultes	0,19 (0,12 - 0,30)
	Prospection diurne de larves	0,18 (0,11 - 0,29)
Session n°4	Prospection diurne d'adultes	0,17 (0,10 - 0,27)
Fin-mai	Prospection diurne de larves	0,48 (0,37 - 0,60)

Les prospections d'adultes et de juvéniles sont beaucoup plus efficaces de nuit (58 %, 40 % et 33 % pour les sessions n°1, 2 et 3 respectivement) que de jour (8 %, 36 % et 19 % pour les sessions n°1, 2 et 3 respectivement). Les prospections visuelles d'adultes et de juvéniles ont révélé la présence de l'espèce dans, au total (Tabl. III) :

- 54 tronçons de nuit (sessions n°1 à 3) ;
- 42 tronçons de jour (sessions n°1 à 4).

Les prospections nocturnes à la recherche d'individus métamorphosés présentent donc un meilleur taux de détection, avec 30 % des tronçons révélés positifs. Celles de la session n°1 ont été les plus efficaces de toutes.

Les passages nocturnes et diurnes des sessions n°1, 2 et 3 pour la détection des têtards ne sont guère efficaces (de 0 à 18 %), contrairement au passage diurne de la session n°4 (48 %). Les prospections des têtards ont été positives (Tabl. III) :

- de nuit, respectivement 1, 8 et 13 tronçons des sessions n°1, 2 et 3 ;
- de jour, respectivement 0, 11, 13 et 35 tronçons des sessions n°1, 2, 3 et 4.

Tous les tronçons ayant permis la détection de têtards lors des passages de jour comme de nuit des sessions n°1, 2 et 3, sauf un, ont été confirmés lors du passage diurne de la session n°4.

Les prospections diurnes en mode 'recherche d'individus métamorphosés sous des abris superficiels' (pierres, bois mort), dans ou à proximité du milieu aquatique, sont très variables en termes de fiabilité : de 8 à 36 %.

L'auto-corrélation a un effet positif significatif fort sur la probabilité d'occupation, avec un passage de 0,20 (IC 0,10-0,36) à 0,77 (IC 0,66-0,85) lorsque l'auto-corrélation est positive. C'est à dire que le discoglosse sarde a, dans cette étude, près de quatre fois plus de chance d'occuper un tronçon si les tronçons juxtaposés sont positifs que s'ils sont négatifs.

Influence des variables d'habitat sur l'occupation

Six modèles sont considérés équivalents ($\Delta AICc < 2$, Tabl. IV).

Tableau IV. Classement des dix meilleurs modèles d'occupation simple du discoglosse sarde dans 97 tronçons en eau de l'île de Port-cros en 2018 présentant les renseignements pour les variables concernées, selon les différentes variables testées sur la probabilité d'occupation. K représente le nombre de paramètres K, AICc le critère d'Akaike et wi le poids d'Akaike. Ψ est la probabilité d'occupation, p la probabilité de détection.

Modèles	K	AICc	$\Delta AICc$	wi
$\Psi(\text{vasque+autocor}) p(t)$	17	937,31	0,00	0,24
$\Psi(\text{autocor}) p(t)$	16	937,60	0,29	0,20
$\Psi(\text{larg+autocor}) p(t)$	17	938,16	0,85	0,15
$\Psi(\text{secteur+autocor}) p(t)$	17	938,42	1,11	0,14
$\Psi(\text{expo+autocor}) p(t)$	17	938,85	1,54	0,11
$\Psi(\text{prof+autocor}) p(t)$	18	939,01	1,70	0,10
$\Psi(\text{prof+larg+autocor}) p(t)$	16	940,15	2,84	0,06
$\Psi(\text{vasque}) p(t)$	16	954,69	17,38	0,00
$\Psi(\text{prof}) p(t)$	15	962,68	25,37	0,00
$\Psi(.) p(t)$	16	964,30	26,99	0,00

L'auto-corrélation présente un effet significatif majeur sur la probabilité d'occupation, effet positif comme précédemment sur l'ensemble des tronçons (Tabl. II). Elle atténue ainsi énormément l'effet des autres variables lorsqu'elle est utilisée en additif.

Hormis l'auto-corrélation, seul le nombre de vasques par tronçon influence l'occupation du discoglosse sarde. Le nombre de vasques présente un effet significatif lorsqu'il est employé seul sur l'occupation, bien que son effet soit seulement marginalement significatif lorsqu'il est additionné à l'auto-corrélation (Tabl. V). Ainsi, plus il y a de vasques pour accueillir la reproduction des discoglosses, plus la probabilité d'occupation augmente, passant de 46 % d'occupation lorsqu'il n'y a pas ou peu de vasques dans le tronçon, à 69 % lorsqu'il y en a 2, 86 % lorsqu'il y en a 4, 94 % lorsqu'il y en a 6 et 98 % lorsqu'il y en a 8 dans un tronçon.

Tableau V. Estimations et IC à 95 % du paramètre d'occupation du discoglosse sarde dans 97 tronçons en eau de l'île de Port-cros en 2018 présentant les renseignements pour les variables concernées, en fonction du nombre de vasques et de l'auto-corrélation pour chaque tronçon, issues du modèle $\Psi(\text{vasque}+\text{autocor}) p(t)$.

Nombre de Vasques	Estimation Ψ si autocor négative	Estimation Ψ si autocor positive
0	0,19 (0,08 - 0,39)	0,73 (0,52 - 0,88)
2	0,28 (0,13 - 0,51)	0,82 (0,70 - 0,90)
4	0,39 (0,14 - 0,72)	0,88 (0,73 - 0,95)
6	0,45 (0,13 - 0,81)	0,92 (0,70 - 0,98)
8	X	0,95 (0,66 - 0,99)

La profondeur d'eau, la largeur du lit mouillé et l'ensoleillement n'influencent pas significativement la présence du discoglosse, ni même le vallon prospecté (Tabl. IV).

Discussion

Fiabilité des méthodes de suivi, recommandations pour les suivis à venir

Les prospections visuelles d'adultes, de juvéniles et de têtards, de jour et de nuit, sans recherche d'individus métamorphosés sous des abris superficiels du sol, sont suffisamment fiables pour déterminer le taux d'occupation du réseau hydrographique par l'espèce en période de reproduction.

Logiquement, la recherche des têtards s'est améliorée vers la fin du printemps, car d'une part la ponte est étalée dans le temps, et d'autre part elle avait à peine débuté mi-mars (session n°1 : <1 % des têtards). Noter que les bonnes conditions hydriques du printemps 2018 (voir ci-après) ont peut-être favorisé la détection des têtards à la toute fin du printemps, en comparaison d'une année plus sèche. Inversement, la détection maximale des adultes, en début de printemps (session n°2), a coïncidé avec le pic de l'activité de reproduction du discoglosse

sarde dans les îles d'Hyères (Pesme, 2001 ; Cheylan in Duguet et Melki, 2003 ; Joyeux, 2005).

Un protocole 'efficace' consisterait à effectuer, dans une même saison, deux sessions nocturnes en mars-avril (juvéniles et adultes) et deux sessions diurnes en mai (têtards) dans l'ensemble des tronçons en eau, avec :

- 58 % de chances de détecter l'espèce durant la 1^{ère} session nocturne ;
- 40 % de chances de détecter l'espèce durant la 2^{ème} session, nocturne ;
- 48 % de chances de détecter l'espèce durant chaque session diurne.

La fiabilité pour détecter l'espèce dans l'ensemble des tronçons occupés serait ainsi de 93 % ($1-(0,58*0,40*0,48*0,48)$).

Des protocoles moins ambitieux consisteraient à effectuer trois sessions, avec au choix :

- 1 session nocturne et 2 sessions diurnes, pour une efficacité de 89 % ($1-(0,42*0,52*0,52)$) ;
- 2 sessions nocturnes et 1 session diurne, pour une efficacité de 87 % ($1-(0,42*0,60*0,52)$) ;
- 3 sessions diurnes, pour une fiabilité de 86 % ($1-(0,52*0,52*0,52)$).

Recommandations pour les suivis à venir

La combinaison de sessions nocturnes en début de saison, qui détectent en majorité des individus métamorphosés, et de sessions diurnes en fin de saison, qui détectent principalement des têtards, paraît nécessaire. En effet, l'addition des tronçons détectés 'positifs' pour les têtards (54 % des tronçons), les juvéniles (34 %) ou les adultes (85 %) permet d'aboutir à un linéaire d'occupation du réseau hydrographique représentatif de la réalité.

Nous préconisons de réaliser régulièrement des états des lieux complets sur le discoglosse sarde. Le protocole tiendrait compte de l'ensemble de la zone d'étude et comprendrait trois sessions étalées dans une saison de reproduction : entre 1 à 2 sessions nocturnes, en début de période de ponte (mars-avril), et entre 1 à 2 sessions diurnes, en fin de période de développement larvaire (mai-juin), les sessions étant séparées d'au moins deux semaines. Cet état des lieux complet serait reconduit tous les 5 ans au minimum, en considérant a priori, d'après les travaux de Knoepffler (1962) et Joyeux (2005), que la maturité sexuelle et la longévité du discoglosse sarde dans la zone d'étude sont respectivement de 3 ans et de 9 ans.

Afin de conserver un suivi constant de l'espèce, nous recommandons une combinaison avec une veille plus légère, à une fréquence de 1 à 2 ans. Cette veille porterait soit sur les sites de reproduction (présence de têtards) déjà identifiés dans l'état des lieux complet le plus récent, soit sur un échantillon de 20-30 tronçons en eau tirés aléatoirement parmi les 122 répertoriés en 2018. Elle se composerait de deux sessions seulement, une de nuit et une de jour, afin de modéliser la détection et l'efficacité des suivis. Elle serait susceptible de déclencher la réalisation d'un état des lieux complet en cas de situation anormale détectée.

Situation hydrique des sites de reproduction, comparaison avec les données antérieures

Les conditions hydriques durant l'étude ont été exceptionnellement bonnes, grâce à des niveaux d'eau relativement élevés à la fin de l'hiver et à des précipitations régulières tout au long du printemps, ce qui a certainement favorisé la reproduction du discoglosse sarde. Nous nous sommes donc rapprochés des conditions qui avaient marqué le suivi du discoglosse sarde dans l'île de Port-Cros en 2001 (Pesme, 2001). À la différence près qu'en 2001 la reproduction avait été possible dans le vallon de Janet, dans le vallon de Port-Man et dans huit petits points d'eau artificiels (Tabl. VI), qui étaient secs en mars 2018. La reproduction ayant échoué dans le vallon du Janet à cause d'un assec précoce, il est vraisemblable que ce vallon présente une hydropériode toujours rédhibitoire pour le discoglosse sarde. Noter que nous avons écarté des prospections, dès la session n°2, les petits points d'eau artificiels qui étaient à sec, mais certains d'entre eux sont peut-être redevenus favorables à la reproduction dans le courant du printemps.

En comparant les résultats de cette étude avec les données antérieures disponibles (Knoepfler, 1962 ; Cheylan, 1983 ; Vandenbrouck, 1996 ; Pesme, 2001 ; Joyeux, 2005 ; données du Parc), les mêmes 'noyaux de populations' se concentrent dans quelques secteurs (Tabl. VI) : le vallon de la Fausse Monnaie, le vallon de la Solitude, le bassin versant de Notre-Dame, au moins un des oueds côtiers de Port-Man, et le nord-est de l'île : Pointe de Marma et Calanque Longue. Aucun site de reproduction inédit n'a été mis en évidence en 2018. Dans cette étude, le discoglosse sarde n'a pas été observé de nouveau dans le vallon du Janet (dernière mention en 2015), dans le vallon de Port-Man (en 2016) et dans huit petits points d'eau artificiels de type puits (en 2001), tous à sec. Dans ces secteurs, des mesures de restauration de pièces d'eau à l'hydropériode propices à la reproduction, pourraient être tentées.

De plus, aucune nouvelle observation n'a été effectuée dans le barrage de la Solitude ou ses mares annexes depuis 2015 (Tabl. VI), alors que le milieu semble inchangé, et que la gambusie (*Gambusia*

holbrooki), un poisson vivipare originaire du sud des États-Unis, introduit en 1992, en avait été retiré en octobre 2001 au moyen d'un traitement à la roténone, afin de favoriser la reproduction du discoglosse sarde (Joyeux, 2005). Or le barrage aurait accueilli en 1956 la moitié des effectifs du discoglosse sarde présents dans l'île de Port-Cros (Knoepffler, 1962), et un effectif de 542 adultes y a été estimé en 2002 (A. Joyeux, com. pers.). Nous suggérons l'idée que l'effacement de ce seuil (suppression du barrage) serait peut-être à envisager pour raison de conservation, afin de restaurer un milieu naturel de type oued.

Cette étude n'avait pas comme objectif d'estimer l'abondance de la population du discoglosse sarde dans l'île de Port-Cros. Nos observations ne nous permettent pas d'estimer l'ordre de grandeur de la taille de la population locale. Néanmoins en avril 1956, Knoepffler (1962) contactait en une nuit le long des principaux oueds de l'île, un nombre de discoglosses adultes très nettement supérieur aux contacts obtenus par nous-mêmes par une méthode similaire : 25-43 fois plus dans le vallon de Notre-Dame, 122-244 fois plus dans le vallon de la Fausse Monnaie et 115-279 fois plus dans le vallon de la Solitude. De plus, selon cet auteur, *'les jeunes, âgés de moins de 3 ans, sont beaucoup plus abondants que les adultes. Il n'est pas rare d'en rencontrer, au crépuscule, une centaine d'entre eux sur 10 mètres du cours d'un ruisseau'*, tandis qu'en 2018, les contacts de juvéniles de nuit ont représenté, selon les périodes, entre 4 % et 14 % seulement des contacts d'adultes (Tabl. VII).

Tableau VI. Synthèse des données disponibles sur la distribution du discoglosse sarde dans l'île de Port-Cros. DD = Défaut de données.

Principaux secteurs	Lieudits	1956 (Knoepffler, 1962)	1977-1983 (Cheylan, 1983)	Février 1996 (Vandenbrouck, 1996)	Mi-mars à mi-juillet 2001 (Pesme, 2001)	2002-2005 (Joyeux, 2005 et com. pers.)	2009-2016 (Base de données Parc)	Février à mai 2017 (Suivi Parc)	Mars à mai 2018 (cette étude)
Port-Man	Oueds côtiers de Port-Man	DD	DD	DD	Têtards en grande densité, dizaines d'imagos	DD	Têtards en 2009-2016 ; imagos en 2009-2011, 2013-2016	Adultes ou têtards	Têtards
	Vallon de Port-Man	DD	DD	Quelques têtards	Quelques têtards, nombreux imagos	DD	Têtards en 2009-2011, 2013-2016 ; imagos en 2009-2011, 2013	Détection négative	Détection négative
Nord-est de l'île	Calanque longue	DD	DD	DD	Quelques têtards, quelques dizaines d'imagos	DD	Têtards en 2010-2015 ; imagos en 2010, 2012-2014	Détection négative	Têtards
	Pointe de Marma	DD	DD	DD	Moins d'une centaine de têtards, quelques imagos	DD	Têtards en 2010-2015 ; imagos en 2013	Détection négative	Têtards

Principaux secteurs	Lieux	1956 (Knoepffler, 1962)	1977-1983 (Cheylan, 1983)	Février 1996 (Vandenbrouck, 1996)	Mi-mars à mi-juillet 2001 (Pesme, 2001)	2002-2005 (Joyeux, 2005 et com. pers.)	2009-2016 (Base de données Parc)	Février à mai 2017 (Suivi Parc)	Mars à mai 2018 (cette étude)
Bassin versant de Notre-Dame	Oued principal en amont du Puits des Ménages (La Sardinière incluse)	1162 adultes observés le 24/04/1956	DD	Têtards	Têtards abondants, images assez nombreux	DD	Têtards en 2010, 2011, 2013-2015 ; images en 2011, 2013	Adultes ou têtards	Têtards
	Oued principal en aval du Puits des Ménages		DD	Nombreux têtards	Têtards abondants, images	Têtards	Têtards en 2009-2016 ; images en 2009-2014	Adultes ou têtards	Têtards et images
	Faîlles de la Marmra		DD	DD	Quelques têtards	DD	DD	Détection négative	Juvéniles
	La Palud (prairie humide, grau)		DD	Têtards	Milliers de têtards et d'images	DD	Têtards en 2010, 2011, 2013-2015 ; images en 2010, 2011, 2013, 2014	Détection négative	Têtards
	Vallon noir		DD	Adultes	Détection négative	DD	DD	Détection négative	Absence

Principaux secteurs	Lieudits	1956 (Knoepffler, 1962)	1977-1983 (Cheylan, 1983)	Février 1996 (Vandenbrouck, 1996)	Mi-mars à mi-juillet 2001 (Pesme, 2001)	2002-2005 (Joyeux, 2005 et com. pers.)	2009-2016 (Base de données Parc)	Février à mai 2017 (Sulvi Parc)	Mars à mai 2018 (cette étude)
	Oued principal à l'amont du barrage	Principaux lieux de ponte à Port-Cros : 852 adultes observés le 21/04/1956	DD	Têtards, localement échec de la reproduction causé par un assèchement du site	Têtards, dizaines d'imagos	DD	Têtards en 2009-2016 ; imagos en 2010-2014	Adultes ou têtards	Têtards
Vallon de la Solitude	Barrage ou pièces d'eau annexes	Principaux lieux de ponte à Port-Cros : 456 adultes observés le 23/04/1956	DD	Peu de têtards	Têtards abondants, 400 imagos	2002 : milliers d'ufs dans les pièces d'eau annexes, 542 adultes estimés par CMR dans le barrage ; 2003 : pontes dans le barrage	Têtards en 2009, 2010, 2014 ; imagos en 2010	Détection négative	Détection négative
	Oued principal à l'aval du barrage	642 adultes observés le 22/04/1956	DD	DD	Détection négative	DD	DD	Détection négative	Adultes
	Manoir (prairie humide, roselière)		Espèce abondante	Têtards	Milliers de têtards et d'imagos	DD	Têtards en 2009-2016 ; imagos en 2010, 2012, 2013, 2015	Adultes ou têtards	Têtards

Principaux secteurs	Lieux	1956 (Knoepfler, 1962)	1977-1983 (Cheylan, 1983)	Février 1996 (Vandenbrouck, 1996)	Mi-mars à mi-juillet 2001 (Pesme, 2001)	2002-2005 (Joyeux, 2005 et com. pers.)	2009-2016 (Base de données Parc)	Février à mai 2017 (Suivi Parc)	Mars à mai 2018 (cette étude)
Ouest de l'île	Vallon de la Fausse Monnaie	487 adultes observés le 24/04/1986	DD	Quelques têtards	Têtards abondants, quelques dizaines d'imagos	DD	Têtards en 2009-2016 ; imagos en 2011, 2013, 2014	Adultes ou têtards	Têtards
	Vallon du Janet	Pontes	DD	Quelques têtards, échec de la reproduction causé par un assèchement du site	Quelques têtards, échec de la reproduction causé par un assèchement du site	DD	Têtards en 2015	Détection négative	Absence
Petits points d'eau artificiels (type puits)	Point n°1	DD	DD	DD	2 ou 3 têtards	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°2	DD	DD	DD	Une dizaine de têtards	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°3	DD	DD	DD	Centaines de têtards, 400 à 500 imagos	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°7	DD	DD	DD	Quelques têtards et imagos	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°8	DD	DD	DD	Dizaines de têtards et d'imagos	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°9	DD	DD	DD	Quelques têtards	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°10	DD	DD	DD	Dizaines de têtards et d'imagos	DD	DD	Détection négative	Détection négative
	Point n°11	DD	DD	DD	Dizaines de têtards et d'imagos	DD	DD	Détection négative	Détection négative

Tableau VII : Effectifs de discoglosses sardes contactés dans une nuit le long du réseau hydrographique à différentes périodes. ND = Non déterminé.

Lieudits	13-16 mars 2018 (cette étude)		28-31 mars 2018 (cette étude)		10-13 avril 2018 (cette étude)		21-24 avril 1956 (Knoepffler, 1962)	
	Adultes	Juvéniles	Adultes	Juvéniles	Adultes	Juvéniles	Adultes	Juvéniles
Calanque Longue	7	0	3	0	4	0	-	-
Fausse Monnaie («Maître Langevin»)	4	0	2	0	2	0	487	ND
Notre-Dame («La Palud»)	46	2	27	4	33	2	1162	ND
Port-Man - oued centre sud	6	0	0	0	5	0	-	-
Solitude	14	1	17	3	7	0	1950	ND
Totaux	77	3	49	7	51	2	3599	-

Malgré l'absence d'estimation fiable des effectifs de la population de discoglosses sarde dans l'île de Port-Cros, un déclin significatif de cette population entre les années 1956-1959 (Knoepffler, 1962) et 2018 (cette étude) est très vraisemblable. À notre connaissance, ce serait l'un des premiers déclinés documentés en région méditerranéenne d'un amphibien qui ne soit pas imputable à une modification du milieu naturel par l'action directe de l'homme, l'île étant strictement protégée depuis 1963. À ce jour, les causes potentielles de déclin identifiées sont l'introduction de poissons prédateurs *Gambusia* (Pesme, 2001) et l'arrivée probablement spontanée du Sanglier *Sus Scrofa* (voir ci-dessous). Les poissons introduits en 1992 très localement ont été éliminés fin 2001 (Vandenbrouck, 1996), tandis que le sanglier implanté en 2007 s'est nettement développé vers 2013 pour atteindre en 2017 un effectif d'au moins 40-45 individus (données Parc national de Port-Cros).

Pour disposer d'indications sur les niveaux d'effectifs actuels, nous recommandons la mise en place, dans un secteur déterminé comme par exemple le vallon de Notre-Dame, d'un suivi individuel par CMR (Capture-Marquage-Recapture) photographique. À ce propos, nous avons profité de cette étude pour tester la faisabilité de la reconnaissance des photographies de patrons de coloration dorsale des discoglosses, entre chaque passage de la session n°3. Les résultats

sont extrêmement encourageants, car les *patterns* individuels sont nettement reconnaissables sur les photographies.

Qualité des sites de reproduction, menaces

La concentration de la reproduction dans certains groupes de tronçons, avec notamment 32 tronçons accueillant à la fois des adultes, des juvéniles et des têtards, est certainement liée à l'effet positif de la densité de vasques sur la probabilité d'occupation des tronçons. Si la densité de vasques est le signe de la qualité d'accueil du milieu aquatique pour la reproduction, comme ces résultats le montrent, c'est sans doute parce qu'elle limite le risque d'assec précoce et de dévalaison des têtards en cas de crue vers des faciès d'écoulements moins favorables à leur survie, comme par exemple un sous-écoulement (écoulement sous la surface).

Evidemment, une menace majeure pesant sur le discoglosse sarde dans la zone d'étude est le changement climatique (réduction du succès de la reproduction en cas d'assec prolongé par exemple).

De plus, le sanglier s'est établi récemment dans l'Île de Port-Cros. Consommant habituellement divers amphibiens (Jolley *et al.*, 2010 ; Barrios-Garcia et Ballari, 2012 ; Krull et Egeter, 2016 ; Jones *et al.*, 2018), les sangliers représentent une menace potentielle pour la conservation dans un état favorable de la population locale du discoglosse sarde. En effet, les ressources alimentaires du sanglier sont relativement limitées dans un milieu insulaire de faible dimension comme l'île de Port-Cros. Cette problématique mériterait un examen du contenu stomacal d'un certain nombre de sangliers abattus, avant d'évaluer quantitativement l'impact de la prédation sur les discoglosses adultes ou immatures. Par ailleurs, la localisation des gîtes terrestres des discoglosses sardes, par exemple au moyen de chiens renifleurs, permettrait d'évaluer leur accessibilité aux sangliers, donc leur degré de vulnérabilité. À ce propos, il semble que les murets de pierres sèches présents pour consolider les berges des oueds constituent des abris relativement sûrs pour l'espèce (Fig. 5).



Figure 5. Discoglosse à l'entrée d'un gîte dans un mur de pierres sèches en bordure d'oued, 11 avril 2018 – île de Port-Cros. Photo : O. Chaline.

En cas de mesure de régulation cynégétique du sanglier, on veillera à éviter l'usage du crude ammoniac, utilisé en forêt par les chasseurs car il attire par son odeur les sangliers : ce produit aux composés toxiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, anthraquinone) est susceptible de contaminer les zones humides. Par précaution, le goudron de Norvège pourrait être proscrit également dans l'île de Port-Cros.

Une veille sur la chytridiomycose, maladie de la peau des amphibiens causée par le chytridiomycète *Batrachochytrium dendrobatidis* (Fungi) (Kolby et Daszak, 2016), est réalisée à Port-Cros, au moyen de prélèvements d'ADN à la surface de la peau. En 2011, sur 30 adultes échantillonnés, 5 se sont révélés positifs à *B. dendrobatidis*. En 2017, de nouveaux tests se sont révélés négatifs. Des prélèvements réalisés par nous-même en 2018 sont en cours d'analyse. Naturellement, les consignes de désinfection du matériel et des vêtements lors des interventions en milieu aquatique, imposées par le Parc, doivent être maintenues.

Remerciements. Nous remercions chaleureusement le Parc national de Port-Cros pour son accompagnement administratif, logistique et scientifique, le CEFE/CNRS (Aurélien Besnard) pour ses conseils méthodologiques et son encadrement scientifique, les membres actifs de l'AHPAM (Olivier Chaline, Gaël Episse, Solenne Müller et Mathieu Policain) pour leur accompagnement sur le terrain, André Joyeux pour le partage de ses grandes connaissances de l'espèce à Port-Cros, Peter Fagan pour la traduction du résumé, ainsi qu'Alain Barcelo, Charles-François Boudouresque et Rose-Abèle Viviani pour la relecture et la mise en forme du manuscrit.

Références

ANDREONE F., Lecis R., Miaud C., Corti C., Sindaco R., Romano A., 2009. - *Discoglossus sardus*. *The IUCN Red List of threatened species 2009*. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T55271A11265832.en>. downloaded on 22 april 2019.

- ASTRUCH P., BOUDOURESQUE C.F., ROUANET É., LE DIRÉACH L., BONHOMME P., BONHOMME D., GOUJARD A., RUITTON S., HARMELIN J.G., 2018. - A quantitative and functional assessment of fish assemblages of the Port-Cros Archipelago (Port-Cros National Park, north-western Mediterranean Sea). *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 32: 17-82.
- BARCELO A., BOUDOURESQUE C.F., 2012. - Rôle de la recherche dans un parc national : 50 ans de recherche dans le Parc national de Port-Cros. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 137 (1-4) : 11-24.
- BARCELO A., ABOUCAYA A., BOUDOURESQUE C.F., GILLET P., HARMELIN J.G., JARIN M., MARTIN G., MAURER C., MÉDAIL F., PEIRACHE M., PONEL P., SELLIER G., 2013. - The scientific strategy of the Port-Cros National Park for the 2013-2022 period. *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 27: 485-492.
- BARRIOS-GARCIA M.N., BALLARI S.A., 2012. - Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14: 2283-2300.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R., 2002. - *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New-York, USA.
- CHEYLAN M., 1983. - Statut actuel des Reptiles et Amphibiens de l'archipel des îles d'Hyères (Var, Sud-est de la France). *Trav. Sci. Parc Natl. Port-Cros*, 9 : 35-51.
- DUGUET R., MELKI F., 2003. - *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope éditions, Mèze. 480 pp.
- HINES J.E., 2006. - *PRESENCE-Software to estimate patch occupancy and related parameters*. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence/html>.
- JOLLEY D.B., DITCHKOFF S.S., SPARKLIN B.D., HANSON L.B., MITCHELL M.S., GRAND J.B., 2010. - Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *J. Mammal.*, 91: 519-524.
- JONES K.C., GORMAN T.A., RINCON B.K., ALLEN J., HASS C.A., ENGEMAN M. 2018. - Feral swine *Sus scrofa*: a new threat to the remaining breeding wetlands of the Vulnerable reticulated flatwoods salamander *Ambystoma bishopi*. *Oryx*, 52: 669-676.
- JOYEUX A., 2005. - *Statut du Discoglosse sarde (Amphibien, Anoure) dans le Parc national de Port-Cros. Etude en vue de sa conservation*. Ecole Pratique des Hautes Etudes, Laboratoire de Biogéographie des Vertébrés, Université des Sciences de Montpellier. 33 pp. + annexes.
- KOLBY J.E., DASZAK P., 2016. - The emerging amphibian fungal disease, chytridiomycosis: a key example of the global phenomenon of wildlife emerging infectious diseases. *Microbiology Spectrum* 4(3), EI10-0004-2015.
- MACKENZIE D.I., NICHOLS J.D., LACHMAN G.B., DROEGE S., ROYLE J.A., LANGTIMM C.A. 2002. - Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83: 2248-2255.
- MACKENZIE D.I., NICHOLS J.D., ROYLE J.A., POLLOCK K.H., BAILEY L.L., HINES J.E., 2006. - *Occupancy estimation and modeling, inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Elsevier. 344 pp.
- MIAUD C., 2014. - *Protocole d'hygiène pour le contrôle des maladies des amphibiens dans la nature à destination des opérateurs de terrain*. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, Université de Savoie et Ecole Pratique des Hautes Etudes, 7 pp.

- KNOEPFFLER L.P., 1962. - Contribution à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens Anoures). *Vie Milieu*, 13 : 1-94.
- KRULL C. R., EGETER B., 2016. - Feral pig (*Sus scrofa*) predation of a green and golden bell frog (*Litoria aurea*). *New Zeal. J. Ecol.*, 40 (1): 191-195.
- PESME E., 2001. - *Etude de l'habitat reproducteur de Discoglossus sardus (Amphibien, Anoure) sur l'île de Port-Cros et élaboration d'un plan de gestion des milieux humides pour la conservation de cette espèce patrimoniale*. 67 pp. Document déposé au Parc national de Port-Cros.
- UICN France, MNHN, SHF, 2015. - *La liste rouge des espèces menacées en France - chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Paris.
- VANDENBROUCK P., 1996. - *Contribution au plan de gestion de Port-Cros. Le Discoglosse sarde*. Rapport interne au Parc national de Port-Cros, 12 pp.