

Stage de Master 2

Impact de la lumière artificielle sur le Phyllodactyle d'Europe

Marina DIB



Encadrement : Julie QUESSADA et
Eva TANKOVIC, Vincent RIVIERE, Matthieu PAQUET

Soutenu à Paris,
23-24/09/2026

Par la collaboration de :



INTERNATIONAL NGO FOR
**MEDITERRANEAN
SMALL ISLANDS**



Année universitaire 2025 - 2026

Master BEE – Biodiversité, Ecologie, Evolution
Parcours ECIRE – Ecologie de la Conservation,
Ingénierie écologique : Recherche et Expertise
Menu Cons – Conservation de la biodiversité



**université
PARIS-SACLAY**

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier Julie Quessada, ce stage s'inscrivant dans le cadre de sa thèse. Merci pour l'encadrement (y compris à distance) et pour la persévérance inspirante à travers les (quelques) obstacles qui font partie de recherche expérimentale et que l'on a su surmonter ensemble. Ravie d'avoir fait partie de l'équipe Phyllodactyle.

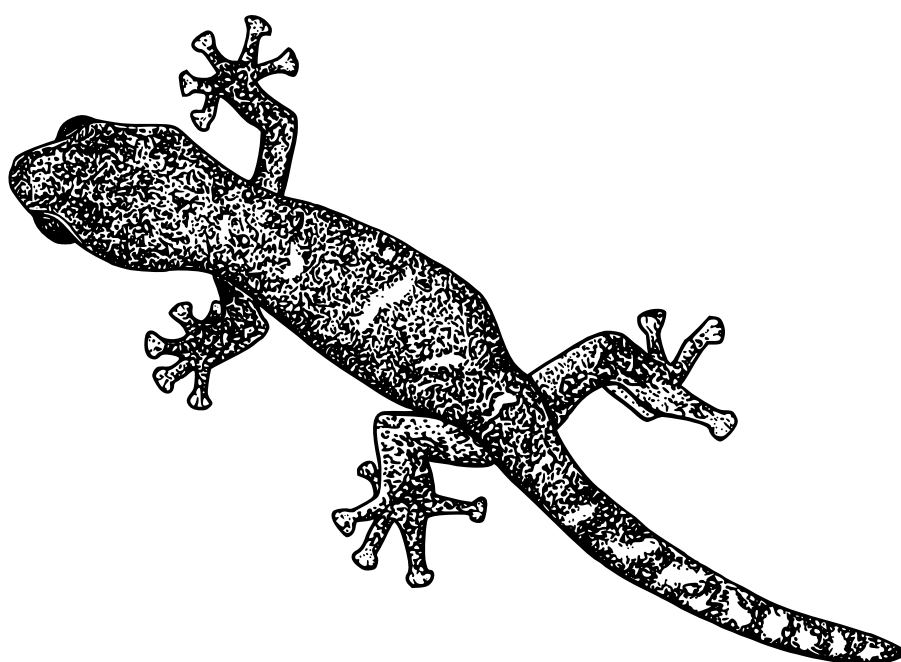
Merci aussi aux autres encadrants (plus ou moins officiels) du stage, en particulier Eva Tankovic et toute l'équipe de l'ONG Initiative PIM pour le financement du stage et l'accompagnement sur le terrain (merci Maxime, Margot et Tom), Vincent Rivière pour son expertise sur le phyllo et le soutien d'Agir Ecologique pour le projet, Pau Molina Vila pour son aide en particulier aux animaleries à la SETE. Je vous remercie tous aussi pour la relecture de ce rapport. Je mentionne également ici Dr. Matthieu Paquet qui fait partie de l'équipe phyllo et le remercie de m'avoir encadré lors de sa présence au CNRS.

Merci à mes collègues, colocos et amis (ou souvent les 3 à la fois !) de la SETE dont la présence a fait de ce stage une expérience que je ne suis pas prête à oublier. Il serait trop long de tous les citer ici, mais notre complicité brève (mais forte) m'a permis non seulement de survivre aux longues heures de BORIS, mais surtout de constater la richesse du cadre particulier qu'offre la SETE, tant sur le plan scientifique que sur le plan humain.

Je remercie tous les amis pour leur soutien malgré la distance : les appels et les cartes postales m'ont aidé à traverser les moments de nostalgie durant ces 6 mois.

Le dernier remerciement - et non des moindres - revient à ma famille : pour leur encouragement constant et leur soutien sans faille, au-delà des frontières.

D.g., semper.



Euleptes europaea (Juv.)

—
0,25cm

Marina Dib

*Illustration d'un individu
né à Moulis, juillet 2026*

Table des matières

Introduction	1
Matériel et méthodes	4
1. Description et écologie de l'organisme d'étude.....	4
2. Individus étudiés	5
3. Dispositif expérimental.....	7
4. Protocole expérimental	8
5. Analyses statistiques.....	9
A. Etude de l'activité en fonction du traitement lumineux et de la nuit expérimentale	10
B. Réaction à l'éclairement : fuite ou repli	11
Résultats	11
1. Etude de l'activité en fonction du traitement lumineux et de la nuit expérimentale.....	11
A. Modèle complet.....	12
B. Tests post-hoc.....	12
2. Réaction à l'éclairement : fuite ou repli.....	14
A. Modèle complet.....	15
B. Tests post-hoc.....	16
Discussion	17
1. Concernant l'effet observé de l'ALAN sur l'activité	17
2. Concernant la réponse comportementale à l'ALAN	19
3. Implications pour la conservation de l'espèce.....	20
A. Eclairage de l'habitat.....	20
B. Protocole d'effarouchement lors de travaux sur le bâti	21
4. Limites et perspectives.....	22
A. Limites méthodologiques	22
B. Perspectives : pour mieux comprendre la réponse du Phyllodactyle à l'ALAN.....	22
Conclusion	24
Références bibliographiques.....	26
Annexes.....	31

Introduction

Les changements globaux d'origine anthropique sont responsables du déclin important de la biodiversité à l'échelle globale (Jaureguiberry *et al.*, 2022). Afin de minimiser leurs effets négatifs et de guider au mieux la conservation de la biodiversité, les impacts que peuvent avoir ces changements sur les organismes et les écosystèmes doivent être évalués. En revanche, comme rappelé par Caldwell *et al.* (2024), des biais spécistes orientent la recherche et les actions de conservation depuis des décennies, mettant en avant certains taxons et espèces emblématiques ou commercialisées. Par exemple, les auteurs soulignent qu'au sein du groupe des vertébrés, les mammifères et les oiseaux sont davantage représentés que les amphibiens, les reptiles ou les poissons. Certains biomes sont aussi sous-étudiés, c'est notamment le cas des îles. Ces habitats particuliers constituent en effet des hotspots de biodiversité, abritant notamment 41% des espèces de vertébrés en danger d'extinction (Spatz *et al.*, 2017). Il s'agit donc de sites prioritaires pour la conservation de la biodiversité (Myers *et al.*, 2000), mais une lacune importante dans la littérature scientifique demeure à leur sujet (Conenna *et al.*, 2017 ; Nunes *et al.*, 2025).

De plus, les espèces favorisées dans les programmes de recherche ou de conservation ne sont souvent pas les espèces les plus menacées, et ce pour différents taxons. Pour ne citer que quelques exemples, cette constatation est faite au sein de groupes moins étudiés comme les poissons (Gessner *et al.*, 2013), mais aussi pour les groupes mentionnés comme sur-représentés dans la littérature tels que les oiseaux (Murray *et al.*, 2015) ou encore les mammifères (Wang *et al.*, 2021). Alors qu'elles sont souvent plus urgentes, les actions de conservation pour les espèces les plus sensibles ou menacées sont de ce fait moins nombreuses (Caldwell *et al.*, 2024). Cela est fréquemment dû au fait que ces espèces sont sous-étudiées ou mal connues du fait de leur répartition géographique, de leur taille, de leur caractère migratoire, etc. (Murray *et al.*, 2015). Or, le manque de connaissances ralentit la réalisation d'actions, constituant un obstacle à la mise en place de mesures de protection et de conservation efficaces et orientées. Cet effet peut être rapproché à celui des extinctions "silencieuses" (telles que définies dans Caldwell *et al.*, 2024). Il est par exemple documenté au sein du clade sous-étudié des amphibiens (Howard & Bickford, 2014).

Ainsi, la recherche peut être mise à l'appui des programmes de conservation, à la fois pour fournir les connaissances scientifiques sur les espèces et les impacts des menaces sur celles-ci, mais également pour mettre en lumière l'importance des actions de conservation auprès des décideurs et du grand public (Hu *et al.*, 2019). Il est donc important d'orienter les



études sur les enjeux qui menacent spécifiquement les espèces à protéger, afin de proposer des mesures ciblées et efficaces (Zhao *et al.*, 2025).

Le Phyllodactyle d'Europe (aussi appelé Euleptes d'Europe ; *Euleptes europaea*, Gené, 1849) qui fait l'objet de cette recherche est un reptile insulaire dont les connaissances sur l'écologie et le comportement restent lacunaires, surtout face aux perturbations. Sur les listes rouges de l'UICN, l'espèce est classée en préoccupation mineure à l'échelle internationale, européenne et nationale (Salvi *et al.*, 2024 ; UICN Comité français *et al.*, 2026). Cependant, certaines populations tendent à la baisse, impactant son statut régional : il est depuis peu détérioré à « en danger » pour la population provençale (UICN Comité français *et al.*, 2026). Elle bénéficie du statut d'espèce protégée à l'échelle de l'Europe et de la France, étant inscrite respectivement aux annexes II et IV de la Directive « Habitats-Faune-Flore » (Directive 92/43/EEC, 2025) et sur la liste des reptiles protégés sur le territoire français (Arrêté du 8 janvier, 2021). Elle est également interdite à la captivité d'après l'annexe II de la convention de Berne (Bern Convention, Appendix II, 1979).

Ce gecko méditerranéen quasiment exclusivement insulaire est décrit comme strictement nocturne et lucifuge : il est actif entre la tombée de la nuit et le lever du jour, sortant principalement pour prédater les petits insectes dont il se nourrit (Delaugerre, 1980, 1984). Parmi les perturbations qui menacent l'espèce (*cf.* “Description et l'écologie” dans la partie “Matériel et méthodes”), la pollution lumineuse est une pression forte présente malgré l'isolement de son habitat, notamment pour la mise en valeur du patrimoine bâti des îles qu'elle occupe. L'espèce semble effectivement fuir les zones éclairées et n'a jamais été observée dans de tels environnements, contrairement à d'autres reptiles nocturnes qui partagent son aire de répartition comme la tarente de Maurétanie (*Tarentola mauritanica*, Martín *et al.*, 2018). Le Phyllodactyle est ainsi considéré *a priori* comme particulièrement sensible à cette pollution, sans qu'aucune étude scientifique n'appuie ce pressentiment avant celle-ci.

Une des composantes majeures des changements globaux du XXI^e siècle sur la biodiversité est la lumière artificielle nocturne, définie “ALAN” pour *Artificial Light at Night*. (Davies & Smyth, 2018). Ce terme sera utilisé dans la présente étude. L'ALAN est de plus en plus répandue depuis quelques décennies avec le développement des sources lumineuses moins coûteuses en ressources (Gaston *et al.*, 2013) et contribue à ce qui est aujourd'hui un problème global qui touche la majorité des territoires terrestres de la planète : la pollution lumineuse (Falchi *et al.*, 2016). Les études décrivant les effets de cette perturbation d'origine anthropique sur le vivant ont augmenté dans les dernières années, rappelant l'ampleur systémique qu'elle



porte (Davies & Smyth, 2018). En effet, l'exposition à l'ALAN induit des effets divers impactant différents groupes taxonomiques, tous habitats confondus (se référer aux review suivantes et sources citées : (Koen *et al.*, 2018 ; Marangoni *et al.*, 2022 ; Jägerbrand & Spoelstra, 2023). Pour ne citer que quelques exemples, on a décrit une prolongation de la période d'activité des oiseaux (Pease & Gilbert, 2025), une différence de l'allocation énergétique chez des amphibiens (eg. *Bufo bufo*, Touzot *et al.*, 2019), une modification de la physiologie et du comportement des reptiles (eg. *Anolis carolinensis*, Taylor *et al.*, 2022), une variation de la distribution spatiale des chiroptères (Mariton *et al.*, 2022), etc. L'ALAN est une des causes principales du déclin des invertébrés, qu'ils soient nocturnes ou diurnes (Owens *et al.*, 2020).

Des potentielles menaces pesant sur le *Phyllodactyle* d'Europe sont identifiées, mais les connaissances sur les impacts réels de celles-ci restent méconnues. Ainsi, le programme de recherche expérimentale dans lequel s'inscrit ce travail permet d'apporter des éléments de connaissance pour appuyer les initiatives en faveur de la conservation de l'espèce¹.

Plus spécifiquement sur la problématique de la pollution lumineuse, il s'agit d'une part de proposer des directives sur l'éclairage nocturne dans les zones habitées par l'espèce, et d'autre part, d'envisager comment la lumière peut être utilisée à des fins de conservation de l'espèce, voire d'effarouchement préalable à des travaux de restauration du bâti.

Dans le cadre de ce rapport, les enjeux liés à la conservation du *Phyllodactyle* d'Europe s'articulent autour de deux questionnements :

(1) dans quelle mesure l'activité de l'espèce est perturbée par la lumière artificielle nocturne et à partir de quelle intensité lumineuse un effet notable est observé (seuil à ne pas dépasser) ;

(2) quel est le choix du gîte journalier lors de l'exposition à la lumière, traduisant la réaction à court terme des individus face à cette perturbation.

D'une part, concernant l'activité, l'hypothèse proposée est que l'activité diminue à mesure que l'intensité du traitement lumineux augmente (eg. décrit par Secondi *et al.*, 2021). Une différence significative est donc attendue entre la condition d'obscurité totale et les éclairagements forts. On suppose également que les individus réagissent de manière identique à l'obscurité et en éclairage simulant les conditions naturelles (pleine lune ou pollution

¹ Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une collaboration multi-acteurs concrétisée par une thèse CIFRE par Julie Quessada : "Dynamique et gestion des petites populations isolées : collecte et intégration des données pour la conservation du *Phyllodactyle* d'Europe", portée par le bureau d'études AGIR écologique et la SETE CNRS de Moulis. Elle se place aussi dans le cadre des missions de l'ONG Initiative PIM.



lumineuse basale) (Nordberg & Schwarzkopf, 2022). Le seuil de réponse est attendu à des intensités intermédiaires.

D'autre part, exposés à un environnement défavorable, les animaux ont une variété de réponses possibles, adoptant généralement la fuite – dans l'espoir de trouver un habitat plus favorable – ou le repli, pouvant engendrer une mortalité accrue (Wechsler, 1995). En réponse à un éclairage nocturne, soit les Phyllodactyles restent dans leurs gîtes pour éviter la perturbation, ou fuient directement la perturbation en se réfugiant en zone d'ombre. Cependant, une lumière de trop forte intensité peut être un obstacle trop important à franchir pour cette espèce lucifuge. On prédit donc que les individus se rétractent quand ils sont exposés à un traitement très fort.

Par ailleurs, on suppose que l'effet de la lumière évolue au cours de l'expérience : les individus exploreraient davantage leur environnement lors des premières nuits sous faible intensité lumineuse avant une baisse d'activité après l'habituation à l'environnement nouveau, tandis que les traitements lumineux forts limiteraient progressivement leur activité. Les individus s'y risqueraient moins au début, avant une potentielle habituation ou une reprise d'activité face à la nécessité de se nourrir par exemple, de façon analogue à un risque de prédation (Frid & Dill, 2002 ; Ortiz-Jimenez *et al.*, 2022).

Matériel et méthodes

1. Description et écologie de l'organisme d'étude

Le Phyllodactyle d'Europe est un gecko nocturne de la famille des Sphaerodactylidae. Mesurant moins de dix centimètres à l'âge adulte (queue comprise), cela en fait le plus petit gecko d'Europe (Salvidio *et al.*, 2011). Il est endémique de la région méditerranéenne et quasiment exclusivement inféodé aux îles de l'Ouest de la Méditerranée, hormis quelques populations continentales très localisées le long des côtes françaises et italiennes (*cf.* Delaugerre & Corti (2020) pour la répartition géographique exacte ; Giacalone *et al.* (2024) pour l'observation récente de l'espèce en Sicile). Il y vit en sympatrie avec deux autres espèces de geckos, la Tarente de Mauritanie (*Tarentola mauritanica*) et l'Hémidactyle verruqueux (*Hemidactylus turcicus*), desquelles il se distingue facilement par l'absence de tubercules sur le dos (Delaugerre, 1984). Les experts décrivent que la présence de ces deux espèces ne semble pas favorable au Phyllodactyle, ces populations étant moins abondantes voire absentes sur certaines îles occupées par les autres geckos (Astruc *et al.*, 2008). Par ailleurs, la présence d'espèces exotiques n'épargne pas les habitats de l'espèce. On cite notamment la présence du



rat noir (*Rattus rattus*) qui modifie significativement le comportement et la structure des populations de *Phyllodactyle* en Corse et en Sardaigne (Delaugerre *et al.*, 2019).

Il est rupicole, évoluant aisément grâce à son corps aplati dans les fissures des roches, des crevasses et des constructions (Delaugerre, 1980 ; Salvidio *et al.*, 2011). Il a également été rapporté récemment comme ayant des activités arboricoles, se réfugiant dans l'écorce des arbres (Deso *et al.*, 2023 (en prép. (preprint)) ; Salvi *et al.*, 2023). L'ensemble de ces crevasses constituent pour le *Phyllodactyle* un abri important pour se protéger de la lumière en journée, des prédateurs et des conditions environnementales défavorables (Delaugerre & Corti, 2020), mais aussi et surtout pour profiter de la chaleur stockée par le substrat et qui est nécessaire pour la thermorégulation de cette espèce poïkilotherme et ectotherme (Delaugerre, 1984 ; Quessada *et al.*, 2024). De ce fait, la modification de ces habitats par les activités humaines met en péril les populations ; récemment des mesures ont été mises en œuvre pour tenter de proposer des abris artificiels dans un but conservatoire (Deso & Reynier, 2024 ; Quessada *et al.*, 2024). Particularité parmi les reptiles, c'est une espèce qui a des comportements grégaires : les individus sont souvent observés en regroupement au sein de leur gîte auquel ils semblent être fidèles (Quessada *et al.*, 2024).

Par ailleurs, il y a encore peu de recul sur les tendances démographiques globales de l'espèce. Cependant, il est attesté qu'elle subit des déclinés importants et des extinctions locales depuis quelques dizaines d'années (*cf.* Salvi *et al.* (2024) pour la fiche UICN mondiale de l'espèce ; tendance des populations françaises sur la liste rouge des reptiles et amphibiens menacés en France hexagonale (UICN Comité français *et al.*, 2026)).

2. Individus étudiés

Les individus étudiés ont été capturés à la main le 4 mars 2026 sur l'île du Grand Rousseau et mis en captivité à la Station d'Ecologie Théorique et Expérimentale du CNRS à Moulis (Ariège) pour la durée des expériences (note de bas de page, autorisation éthique). Ils seront tous relâchés sur le même site après la fin des expérimentations (fin octobre 2026).

L'île du Grand Rousseau fait partie de l'archipel des Embiez dans le département français du Var (Lat. : 43,0803445 ; Long. : 5,7676338). Elle est propriété du Conservatoire du Littoral et sa gestion est partagée entre la ville côtière de Six-Fours-les-Plages qui lui fait face et l'ONG internationale "Initiative PIM" (Petites îles de Méditerranée)². Le *Phyllodactyle* d'Europe est l'espèce emblématique de l'île (Rivière *et al.*, 2021) où elle bénéficie d'un suivi

² Site Web de l'ONG Initiative PIM : <https://initiative-pim.org/>

annuel depuis 2013 et d'un protocole de Capture-Marquage-Recapture (CMR) depuis 2023 (cf. Monnet *et al.* (2022) pour la méthode ; Quessada *et al.* (2024) pour l'application sur le Grand Rouveau). Ces deux approches sont réalisées grâce à la mise en place de gîtes artificiels (3 tuiles romaines superposées et recouvertes de rochers) dans lesquels les individus prennent refuge (Cheylan *et al.*, 2018). Les individus étudiés ont été capturés dans un gîte similaire à ceux du suivi réalisé, mais ne faisant pas partie des gîtes relevés annuellement afin de ne pas perturber les suivis à long terme.

Au total, 35 individus ont été retenus et parmi ceux-ci 34 d'entre eux seront soumis au protocole expérimental détaillé dans la suite. Du fait de leur caractère grégaire, les animaux sont maintenus en petits groupes dans des terrariums aux conditions contrôlées et adaptées à l'espèce. Ainsi, ils sont répartis dans quatre groupes de huit individus chacun, chacun composé de trois femelles adultes, trois mâles adultes, un subadulte et un juvénile (les classes d'âge et le sexe des adultes sont déterminés grâce à des critères morphologiques, le sexe reste indéterminé chez les juvéniles et subadultes). Les trois individus supplémentaires (deux femelles adultes et un mâle subadulte) sont maintenus dans un cinquième terrarium aux mêmes conditions que les autres, et ont été intégrés dans les protocoles dans le cas exceptionnel où l'un des individus sélectionnés initialement présentait des signes de détresse ou de mauvaise santé. L'état de santé de chaque individu est vérifié par un examen macroscopique individuel toutes les deux semaines, et avant puis après chaque expérimentation.

Des lampes céramiques (Trixie® 50W Art.N°76100) au sein des terrariums permettent d'atteindre des points chauds à 30°C au sein des gîtes la journée et d'assurer une diversité de températures accessible aux individus pour leur thermorégulation. La nuit, les terrariums sont maintenus à 18°C. Le cycle journalier est lui-même simulé par un éclairage avec des lampes adaptées (Lampe Komodo® compacte UVB 2%,15W), et la photopériode évolue au cours des mois afin de s'approcher des conditions naturelles de l'espèce. Deux gîtes en terre cuite et des dispositifs de verticalité sont disposés dans chaque terrarium pour fournir un environnement diversifié.

Les geckos sont nourris *ad libitum* trois fois par semaine. Les proies fournies sont des micro-grillons (*Acheta domestica*) et des drosophiles (*Drosophila hydei*) ; ces dernières sont élevées sur place et supplémentées afin de remplir les attentes nutritives des Phyllodactyles. Deux coupelles de cotons imbibés d'eau sont disposées dans chaque terrarium et ces derniers sont entièrement vaporisés au moment des nourrissages pour maintenir un taux d'humidité suffisant.



3. Dispositif expérimental

Afin de rendre compte de l'impact de la lumière artificielle sur l'activité nocturne du *Phyllodactyle*, une analyse comportementale est réalisée sur 34 individus exposés à une source lumineuse pendant trois nuits consécutives, durant les heures d'activité de l'espèce. Cela correspond à une session expérimentale.

Les individus sont exposés à quatre traitements au total : une condition d'obscurité totale (T0 à $0,0 \pm 0,2$ lux), utilisée comme témoin nul, et trois traitements d'intensités lumineuses croissantes. Le premier traitement (T0.5) est fixé à $0,5 \pm 0,2$ lux, ce qui correspond à la luminosité lors d'une nuit de pleine lune avec une forte pollution lumineuse ou *skyglow* (Eisenbeis *et al.*, 2006), ce qui est le cas sur l'aire de répartition de l'espèce. Le deuxième traitement (T20) est fixé à $20,0 \pm 2,0$ lux qui est l'intensité moyenne recommandée par la loi française pour l'éclairage des extérieurs publics en zone non résidentielle (*Arrêté du 27 décembre*, 2018). Le troisième traitement (T60) représente l'éclairement fort, souvent utilisé autour des monuments historiques, tel que celui observé sur des îles où l'espèce est présente (par exemple le Château d'If). Ces bâtiments sont généralement très éclairés, largement au-delà des seuils fixés pour les éclairages d'extérieur, du fait de leur statut de patrimoine à mettre en valeur. L'éclairement retenu ($60,0 \pm 2,0$ lux) correspond à la moyenne de l'éclairement d'un monument en pierre de couleur intermédiaire – considérant la géologie et l'architecture méditerranéennes de l'habitat du *Phyllodactyle* – telle que décrite par Méndez *et al.* (2024) pour les monuments espagnols. Effectivement, la loi française dans l'arrêté de 2021 ne fait pas mention précise d'intensités d'éclairement pour les monuments publics, les seuils recommandés sont donnés pour les zones habitées ou les zones hors d'agglomérations.

L'ensemble des mesures d'éclairement lumineux a été réalisé avec le luxmètre de la marque Konica Minolta (modèle T-10A, spectre de précision : 0,01 - 299 000 lux).

Des ampoules LED d'un blanc chaud (2700 K) sont choisies comme sources lumineuses (Ampoules Osram® LED 150W, teinte *Warm White*). D'une part, l'utilisation des LED est de plus en plus répandue et tend à remplacer les ampoules à incandescence (Voigt *et al.*, 2021). D'autre part, d'après la réglementation française, la couleur de la lumière recommandée pour les éclairages d'extérieur doit être comprise entre 2200 K et 3000 K (*Arrêté du 27 décembre*, 2018). Les ampoules sont mises dans des abat-jours opaques et occultées afin d'éclairer la moitié de l'arène à l'intensité attribuée à chaque traitement.



Huit arènes rectangulaires de 170 cm par 20 cm sont utilisées. Elles sont assignées deux-à-deux au hasard à un des quatre traitements au début des expérimentations et ainsi séparées par des cloisons opaques afin d'éviter l'influence d'un traitement lumineux sur l'autre (cf. schéma B ci-après). Durant la journée, les arènes sont entièrement éclairées (Ampoules Osram® LED 150W, teinte *Warm White*) à 400 ± 5 lux afin de simuler la lumière du jour (valeur recommandée en contexte expérimental par Dauchy & Blask, 2023). On note ici que la photopériode est adaptée de la même façon que dans les terrariums.

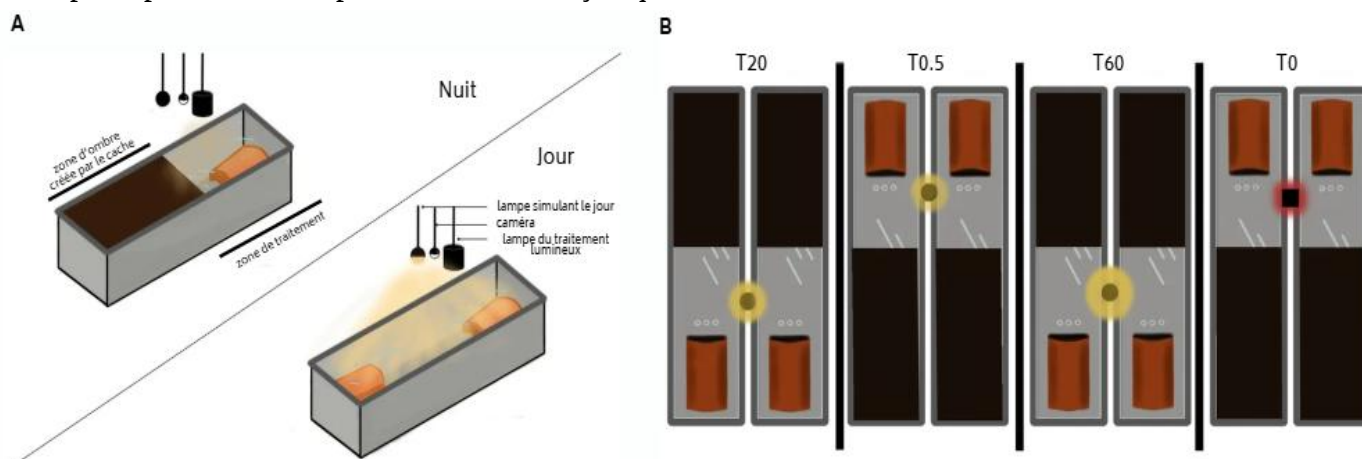


Schéma : Dispositif expérimental. (A) Conditions expérimentales d'une arène. Vue de profil. (B) Ensemble des arènes. Le dispositif est représenté sous la mise en place nocturne, vue du dessus. Seules les lampes du traitement lumineux sont affichées ; les barres noires représentent les rideaux opaques. (Graphisme : M.DIB)

Dans chaque arène, un gîte en tuiles, identiques à ceux présents dans les terrariums, est disposé à chaque extrémité (distance minimale entre les gîtes : 130 cm). La source lumineuse nocturne est suspendue d'un côté de l'arène de façon à éclairer l'entrée de l'un des deux gîtes à la bonne intensité lumineuse pour les trois traitements. L'autre extrémité du couloir est obscurcie par un couvercle opaque placé en début de nuit et retiré à la fin de celle-ci. Ainsi, la nuit, on obtient une zone d'ombre et une zone de lumière bien distinctes.

L'activité au sein des arènes est filmée durant les trois nuits d'expérience par des caméras infrarouges *AXIS® P3925-R M12* pour les traitements T0 et T0.5 et les caméras *Akaso® Brave4 4K* pour les traitements T20 et T60. L'arène T0 est éclairée par une lampe IR (> 680 nm) afin de rendre possible la captation nocturne des images en obscurité totale, considérant que ce type de lumière n'affecte pas significativement la vision et l'activité des reptiles (Denton, 1956).

4. Protocole expérimental

Les individus sont soumis aux expérimentations dans ces arènes opaques et hermétiques, maintenues dans les mêmes conditions de température que les terrariums. Les adultes et les subadultes sont marqués sur le dos au feutre noir (*Posca®*) pour faciliter leur

détection et identification. Ils sont nourris avant et après l'expérience, et un accès à de l'eau gélifiée (afin de réduire l'évaporation) leur est possible tout au long de l'expérience. Un temps d'acclimatation à la captivité durant cinq semaines est laissé avant le début des expérimentations. Dans chacun des quatre terrariums (32 individus), les individus sont répartis par tirage aléatoire en quatre binômes expérimentaux. Un remplacement d'un membre de deux binômes a été nécessaire au vu de l'état de santé des individus ($N = 34$ individus différents *in fine*). L'ordre des traitements par binôme a été randomisé afin d'éviter un effet de l'ordre de passage. A chaque session, 16 individus sont soumis aux traitements assignés. L'ensemble des individus sélectionnés (32 ind.) passent donc en deux sessions, c'est ce qu'on appellera un réplica expérimental dans la suite. Dans le cadre de ce rapport, 6 sessions expérimentales réalisées entre mars et juillet 2026 ont été incluses, ce qui correspond à 3 réplicas. Du fait d'un problème technique, le traitement T0.5 de la sixième session est omis (2 binômes omis).

Au début d'une session, les individus sont déposés dans les arènes expérimentales dans les gîtes côté "traitement" au moins trois heures avant la première nuit d'expériences afin de leur accorder un temps d'acclimatation, et retirés le matin après la troisième nuit. Une durée minimale de trois semaines sépare les passages d'un individu donné dans l'expérimentation afin de réduire le stress et l'habituation au dispositif. On note également qu'à l'issue de chaque session, les arènes sont nettoyées avec du désinfectant (Virkon®) afin d'éliminer tout indice chimique ou physique.

Les vidéos des trois nuits sont analysées grâce au logiciel BORIS (Friard and Gamba (2016) ; version 9.10.1) en notant divers comportements grâce à un éthogramme : l'exposition au traitement lumineux, le passage à la zone d'ombre et le gîte choisi à la fin de la nuit.

5. Analyses statistiques

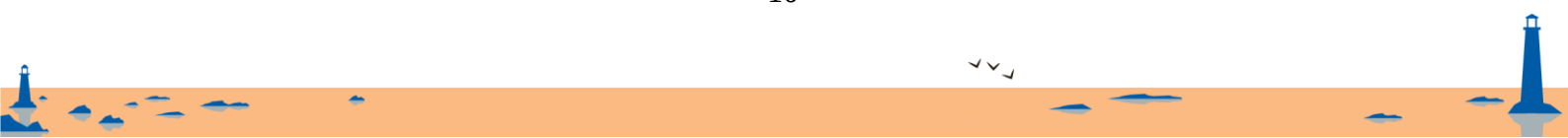
L'ensemble de l'analyse des données est réalisé sur RStudio (R Core Team, 2025) ; version 4.4.3). Le risque statistique est fixé à sa valeur conventionnelle de $\alpha = 0,05$ et les intervalles de confiance sont bornés à 95%. Les figures sont réalisées avec les packages *ggplot2* (Wickham, 2016) et *ggsignif* (Ahlmann-Eltze & Patil, 2021) ; les tables sont issues du package *sjPlots* (Lüdecke *et al.*, 2025). Les performances globales des modèles sont testées avec le package *performance* (Lüdecke *et al.*, 2021). La significativité des effets fixes est rapportée par une analyse de variance ou ANOVA de type III (package *car*, Fox and Weisberg, 2018). Le package *emmeans* (Lenth *et al.*, 2025) est utilisé pour calculer les moyennes ajustées et pour les analyses *a posteriori*.

A. Etude de l'activité en fonction du traitement lumineux et de la nuit expérimentale

Dans un premier temps, il s'agit d'évaluer l'impact de l'intensité lumineuse sur l'activité du *Phyllodactyle*.

La variable réponse choisie est un proxy de l'activité : le temps (en secondes) passé par un individu exposé au traitement, donc en dehors du gîte ou de la zone d'ombre, par nuit. Le traitement et la nuit expérimentale (nuit 1, 2 ou 3) sont pris comme effets fixes avec une interaction car on suppose que le traitement a un effet sur l'activité des individus et que cet effet évolue au cours des nuits. La durée de la nuit est également incluse en variable fixe étant donné que cette durée évolue en fonction des sessions expérimentales, afin de s'adapter aux photopériodes auxquelles sont exposés les animaux dans les terrariums. Des variables expérimentales dont on souhaite contrôler l'incidence ont aussi été incluses dans le modèle. D'une part, on considère le réplica expérimental (1| Réplica), afin d'inclure la potentielle variation dans la réponse au protocole à moyen terme. D'autre part, on inclut la variabilité individuelle (1| Individu), afin d'autoriser une variation individuelle dans la réponse.

Ainsi, ayant une variable continue et des effets fixes et aléatoires, un modèle linéaire mixte (LMM) est ajusté avec le package *lme4* (Bates *et al.*, 2015) et testé avec *lmerTest* (Kuznetsova *et al.*, 2017). Une transformation en racine carrée de la durée totale d'exposition est choisie afin de réduire l'asymétrie et l'hétéroscédasticité des résidus (Annexe 1) ; elle est souvent utilisée dans des contextes expérimentaux similaires (eg. Touzot *et al.*, 2019). Ces hypothèses sont vérifiées via les graphiques diagnostiques (Annexe 3). Des diagnostics complémentaires sont réalisés : la performance du modèle a été évaluée via les coefficients de détermination (R^2) de Nakagawa ; les facteurs d'inflation de la variance (VIF) calculés sur un modèle additif simplifié permettent de vérifier la colinéarité (Annexe 3). Les analyses *post-hoc* permettent de comparer la réponse entre les traitements et entre les nuits : un test de Dunnett permet de comparer les valeurs d'activité moyenne sur toutes les nuits pour chaque traitement par rapport au traitement nul (T0) et des tests contrastes avec correction de Bonferroni permettent de comparer des combinaisons choisies (T0 et T0.5 pour vérifier l'activité basale, T0.5 et T20 dans la zone de bascule probable, ainsi que les traitements T20 et T60 pour déterminer la différence de réponse entre éclairagements forts). Finalement, des comparaisons deux-à-deux avec ajustement de Tukey permettent de conclure sur l'évolution de l'activité au fil des nuits. Une rétro-transformation permet une interprétation des estimateurs en secondes.



B. Réaction à l'éclairement : fuite ou repli

Dans un deuxième temps, on cherche à savoir si, en condition de stress lumineux, les *Phyllodactyles* adoptent plutôt une stratégie de fuite ou de repli, et si cette stratégie évolue dans le temps et en fonction de l'intensité lumineuse.

La variable étudiée est une variable binaire sur le choix du gîte à la fin de chaque nuit : si le gîte choisi est celui de la zone d'ombre, cela traduit une fuite ; si l'individu est dans le gîte en zone de traitement lumineux on considère qu'il a choisi le repli. Pour contourner des problèmes de convergence structurelle (données structurées en faveur d'une réponse), un GLMM binomial pénalisé est construit avec le package *blme* (Chung *et al.*, 2013). Un prior normal a été spécifié sur les effets fixes afin de stabiliser l'estimation du modèle. Comme décrit précédemment, on considère les facteurs "Traitement", "Nuit" et "Durée de la nuit" comme des effets fixes. De même, les effets aléatoires sont le réplica expérimental et l'individu. Les diagnostics et performances du modèle sont vérifiées grâce aux packages *DHARMa* (Hartig *et al.*, 2026) et *performance*. La significativité globale des facteurs est testée par une ANOVA III. A posteriori, des comparaisons deux-à-deux des moyennes ajustées pour l'ensemble des traitements (correction de Bonferroni) sont réalisées sur les probabilités de choix du gîte en réponse au traitement.

Résultats

1. Etude de l'activité en fonction du traitement lumineux et de la nuit expérimentale

Comme décrit précédemment, l'effet du traitement lumineux sur l'activité est testé par l'ajustement d'un modèle linéaire mixte (LMM), en prenant en compte l'interaction entre la variable "Traitement" et la variable "Nuit" ainsi que les effets aléatoires individuels et expérimentaux (Réplica).

Les graphiques diagnostiques (Annexe 3) permettent de valider les conditions de normalité et d'hétéroscédasticité. De plus, les VIF calculés sur un modèle simplifié sont proches de 1 pour toutes les variables explicatives, ce qui est en dessous du seuil généralement admis de 5 : il n'y a pas de colinéarité flagrante entre les variables. Par ailleurs, les diagnostics complémentaires révèlent que le modèle est bien ajusté. Le modèle complet explique 61,8% de la variance (R^2 conditionnel = 0,618 ; annexe 3), dont 49 % de la variance de l'activité est expliquée par les effets fixes (R^2 marginal = 0,49 ; annexe 3).

A. Modèle complet

L'analyse de la variance de type III montre que le traitement a un effet fortement significatif sur le temps d'activité dans la zone exposée au traitement ($p < 0,001$; tab. 1). Cela confirme que les conditions d'éclairement nocturne influencent l'activité de l'espèce. De plus, le temps d'exposition varie significativement selon la nuit testée ($p < 0,001$; tab. 1). Cependant, la durée de la nuit n'a pas d'effet significatif sur l'activité des individus ($p = 0,053$; tab. 1), sa présence dans le modèle sert de covariable d'ajustement pour prendre en compte la saisonnalité. L'interaction entre ces deux effets fixes (Traitement:Nuit) n'est pas significative ($p = 0,76$; tab. 1), suggérant que la réponse des individus au traitement soit stable au cours des nuits. Le choix a été fait de poursuivre les analyses selon ce modèle construit *a priori* conformément aux prédictions. Un modèle complémentaire est présenté en annexe 2 ; les conclusions relatives aux variables d'intérêt restent identiques à ce qui est présenté dans la suite.

Table 1 : Résultats de l'ANOVA III sur le modèle linéaire mixte sur l'activité.

	χ^2	Degrés de liberté (ddl)	P-valeurs
Traitement	251,31	3	<0,001
Nuit	18,12	2	<0,001
Duree_nuit	3,74	1	0,053
Traitement:Nuit	3,38	6	0,759

Concernant les effets aléatoires, le *summary* du modèle (annexe 4) révèle une variabilité individuelle ($\sigma^2_{ind} = 141,32$) et dans une plus faible mesure une variabilité entre les réplicas ($\sigma^2_{replicat} = 45,85$). La variance résiduelle de $\sigma^2 = 444,1$ donne la part de variance biologique non expliquée par le modèle. En ce qui est des effets fixes, leurs tendances confirment les résultats de l'ANOVA. Les effets détaillés des traitements et des nuits sont abordés dans les tests *post-hoc*.

B. Tests post-hoc

a. Effet du traitement

Le test de Dunnett compare l'activité moyenne (pour toutes les nuits) pour chacun des traitements par rapport au témoin et permet de valider l'effet global de l'éclairage nocturne. L'activité ne varie pas significativement entre le traitement très faible (T0.5) et le traitement d'obscurité totale (T0) ($p = 0,61$; tab. 2).

Table 2 : Analyses post-hoc sur le modèle linéaire mixte sur l'activité réalisées par le calcul des moyennes ajustées (EMmeans).

<i>Facteur</i>	<i>Comparaison</i>	<i>Test</i>	<i>Estimateur du contraste ($\sqrt{s}$)</i>	<i>p-value ajustée</i>
Traitement	T0.5 vs T0	Dunnett	-4,08	0,61
	T20 vs T0	Dunnett	-36,96	< 0,0001
	T60 vs T0	Dunnett	-51,47	< 0,0001
	T20 vs T0.5	Bonferroni	32,88	< 0,0001
	T20 vs T60	Bonferroni	14,52	0,0005
Nuit	N1 vs N2	Tukey	-11,43	0,0014
	N1 vs N3	Tukey	-12,34	0,0005
	N2 vs N3	Tukey	-0,91	0,95

Figure 1 : Analyse des facteurs clés impactant l'activité du *Phyllodactyle*
Modèle linéaire mixte (LMM) - Analyses post-hoc

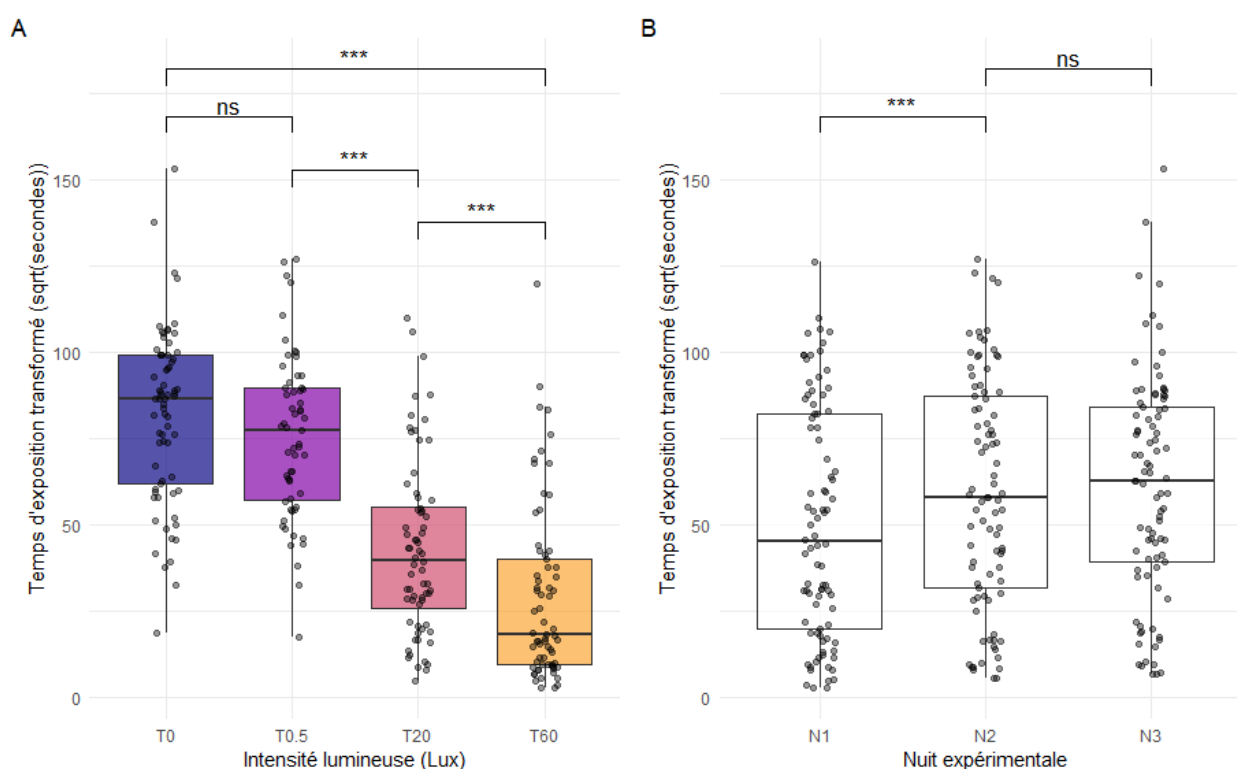


Figure 1 : Dynamique de l'activité nocturne du *Phyllodactyle* d'Europe. (A) Évolution de l'activité ($\sqrt{\text{secondes}}$) en fonction de l'intensité lumineuse des traitements (0, 0,5, 20 et 60 lux). (B) Distribution de l'activité des individus ($\sqrt{\text{secondes}}$) au cours des trois nuits expérimentales. Les boîtes représentent les quartiles et la médiane, et les moustaches s'étendent jusqu'aux valeurs situées à 1,5 fois l'intervalle interquartile. Les barres indiquent les comparaisons post-hoc entre les modalités ; ns indique une différence non significative, * une différence significative ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

Ainsi, à très faible intensité lumineuse (0,5 lux), correspondant aux conditions que l'espèce peut rencontrer en nature, l'activité moyenne n'est pas significativement différente de

celle à l'obscurité totale. En revanche, l'activité moyenne des individus exposés aux traitements à 20 lux et 60 lux est significativement plus faible ($p < 0,0001$ dans les deux cas, tab.2). A de plus fortes intensités, l'exposition à la lumière artificielle nocturne réduit donc significativement l'activité des Phyllodactyles.

Les résultats des comparaisons des moyennes ajustées sont visualisés par des étoiles de significativité sur la figure 1A qui montre l'activité des individus (en sec) en fonction de l'intensité lumineuse.

Il n'y a pas de différence significative de l'activité des Phyllodactyles entre les traitements T0 et T0.5 ($p = 0,96$) ce qui est cohérent avec les résultats du test de Dunnett. Le temps moyen d'exposition reste très élevé et ne diffère pas significativement, passant de $6313,96 \pm 822,02$ secondes (soit 1h45min $\pm$ 14 min) en obscurité totale à $5682,41 \pm 802,68$ secondes (soit 1h35min $\pm$ 13 min) en éclairage simulant la nuit en milieu extérieur.

En revanche, à 20 lux, les individus sont significativement moins actifs que lorsqu'ils sont exposés à 0,5 lux ($p < 0,0001$; tab.2). Le temps moyen d'exposition est alors de $1806,68 \pm 439,15$ secondes soit 30 min $\pm$ 7 min, ce qui représente une diminution d'environ $\frac{2}{3}$ du temps d'activité par rapport au traitement à 0,5 lux. L'activité est significativement plus faible à 60 lux qu'à 20 lux ($p = 0,0005$; tab 2), atteignant $783,33 \pm 288,80$ secondes ou 13 min $\pm$ 5 min, contre $1806,68 \pm 439,15$ secondes à 20 lux.

b. Effet de la nuit expérimentale

Les comparaisons par paires des moyennes ajustées par nuit (N1, N2, N3) pour l'ensemble des traitements sont testées avec l'ajustement Tukey (tab.2, figure 1B). L'activité moyenne des individus est la plus faible lors de la première nuit ($2343,60 \pm 482,52$ secondes, soit environ 39 minutes). Elle est significativement supérieure la deuxième nuit (N1-N2 : $p = 0,0014$; tab.2) passant à $3580,80 \pm 593,66$ secondes, soit environ 59 min. En revanche, aucune différence significative n'est observée entre l'activité de la deuxième et de la troisième nuit (N2-N3 : $p = 0,95$; tab.2), pour laquelle l'activité moyenne est de $3690,68 \pm 602,31$ secondes ou 1h environ.

2. Réaction à l'éclairement : fuite ou repli

La comparaison avec un modèle sans interaction n'a pas mis en évidence d'amélioration significative de l'ajustement par l'ajout de l'interaction Traitement $\times$ Nuit ($p = 0,230$; annexe 5). Le modèle avec interaction a été conservé conformément à l'hypothèse expérimentale initiale.



A. Modèle complet

Le Pseudo- R^2 ou R^2 de Tjur = 0,5577 montre la performance du modèle (annexe 6). Plus précisément, Le modèle présente un R^2 marginal de Nakagawa de 0,340 et un R^2 conditionnel de 0,737 (annexe 6), indiquant respectivement la contribution des effets fixes seuls et celle des effets fixes et aléatoires combinés. Les diagnostics usuels assurent de plus une interprétation fiable du modèle (annexe 6).

L'analyse de variance de type III révèle les effets significatifs des variables du modèle. Il y a un effet fortement significatif du traitement lumineux dans le choix du gîte éclairé en fin de nuit ($p < 0,001$; tab. 3). L'absence d'interaction entre le traitement et la nuit indique que cette réponse ne varie pas significativement au cours des trois nuits expérimentales ($p = 0,51$; tab.3). De plus, aucun effet significatif de la nuit expérimentale ($p = 0,17$; tab.3) ni la durée de la nuit (variable standardisée : $p > 0,05$; tab. 3) ne sont mis en évidence.

Table 3 : Résultats de l'ANOVA III sur le modèle du choix de gîte.

	χ^2	Degrés de liberté (ddl)	P-valeurs
Traitement	29,73	3	<0,001
Nuit	3,52	2	0,17
Duree_nuit_scaled	0,79	1	0,37
Traitement:Nuit	5,23	6	0,51

Les variables aléatoires expliquent une part de la variance décrite par le modèle : l'effet individuel est influent ($\sigma^2_{ind} = 1,47$; annexe 9) et l'effet du réplica expérimental l'est également dans une moindre mesure ($\sigma^2_{replicat} = 0,48$; annexe 9). Concernant les effets fixes, conformément aux résultats de l'ANOVA, aucune différence significative n'est observée les nuits, les termes d'interaction ne sont pas non plus significatifs ($p > 0,05$; annexe 7). Pour conclure sur l'effet du traitement, on se basera sur les analyses *post-hoc*, les estimations du *summary* n'étant pas corrigées pour les comparaisons multiples.

B. Tests post-hoc

a. Probabilités du choix de gîte selon le traitement

Le calcul des moyennes ajustées sur le modèle par traitement révèle qu'à l'obscurité ou éclairément faible, les individus semblent avoir une répartition quasiment équitable à la fin de la nuit entre le gîte non éclairé et le gîte éclairé. Les probabilités ajustées de choisir le gîte éclairé, moyennées sur les trois nuits, sont de $63 \pm 16\%$ à T0 et de $66 \pm 15\%$ à T0.5 (fig.2).

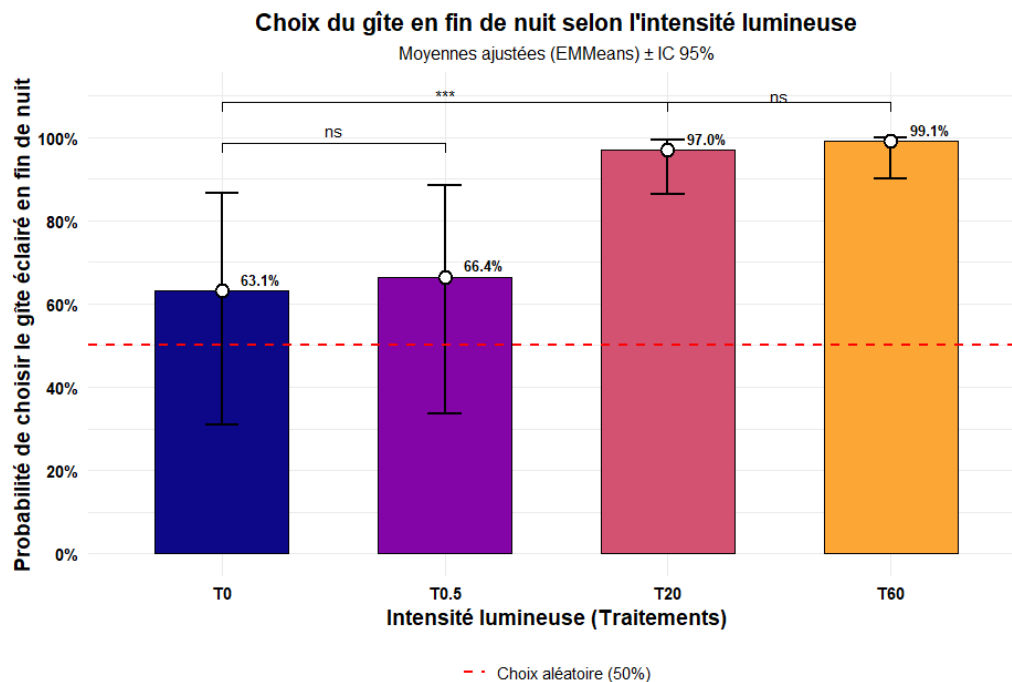


Figure 2 : Graphique en bâtons de la probabilité moyenne de choisir le gîte éclairé en fin de nuit par traitement. Les moyennes sont indiquées sur les bâtons et encadrées par les intervalles de confiance à 95%. Les barres de significativité indiquent les résultats des comparaisons deux-à-deux réalisés *a posteriori*.

Un test binomial exact permet d'affirmer que cette répartition ne diffère pas significativement du hasard pour le traitement nul ($p = 0,49$) ni pour le traitement faible T0.5 ($p = 0,6$). Par contre, lorsqu'ils sont exposés à des plus fortes intensités lumineuses, la réponse des *Phyllodactyles* est clairement établie en faveur du gîte éclairé. En effet, la probabilité qu'ils restent ou reviennent dans le gîte éclairé en fin de nuit augmente fortement sous les traitements T20 et T60, atteignant respectivement $97 \pm 2\%$ et $99 \pm 1\%$ (fig.2).

b. Comparaisons entre traitements

Plus précisément, les tests deux-à-deux montrent qu'il n'y a pas de différence significative de la réponse moyenne entre les individus exposés à T0 et ceux à T0.5 ($p = 1,00$; fig. 2, tab.4), indiquant une réponse similaire entre l'obscurité totale et l'éclairement "naturel" à 0,5 lux. En revanche, les traitements T20 et T60 diffèrent significativement de T0 et T0.5 (p

Table 4 : Comparaisons deux-à-deux des probabilités ajustées de choix du gîte selon le traitement. Les odds ratios (OR) et z-ratios sont issus des contrastes sur l'échelle des log-odds ; les p-valeurs sont ajustées par la méthode de Bonferroni pour 6 comparaisons.

<i>Comparaison</i>	<i>odds-ratio</i>	<i>z-ratio</i>	<i>p- value ajustée</i>
T0 vs T0.5	0,87	-0,260	1,0000
T0 vs T20	0,05	-4,459	< 0,0001
T0 vs T60	0,02	-3,557	0,0023
T0.5 vs T20	0,06	-3,938	0,0005
T0.5 vs T60	0,02	-3,365	0,0046
T20 vs T60	0,30	-0,991	1,0000

< 0,05 ; tab.4). En effet, les individus exposés à T20 et T60 ont une probabilité significativement plus élevée d'être présents dans le gîte éclairé en fin de nuit que ceux exposés à T0 ou T0.5. À l'inverse, aucune différence n'est observée entre T20 et T60 ($p = 1,00$; tab.4), ce qui suggère que la réponse est similaire à des éclairagements de forte intensité.

Discussion

1. Concernant l'effet observé de l'ALAN sur l'activité

D'abord, l'activité des individus est maximale à l'obscurité totale et à un niveau "naturel" d'éclairage. De plus, conformément aux prédictions, les modèles et les analyses *a posteriori* ont révélé un effet significatif de la lumière artificielle nocturne sur l'activité du *Phyllodactyle* d'Europe. Il y a une forte baisse de la durée totale du temps passé hors du gîte en zone éclairée, observée dès une exposition à un éclairage de 20 lux. Cette baisse d'activité lors de l'exposition à la lumière est encore plus importante lorsque l'intensité lumineuse augmente à 60 lux. Cette baisse d'activité avec des traitements d'intensité lumineuse croissante concorde avec les observations faites dans la littérature. Pour ne citer qu'un exemple, (Touzot *et al.*, 2019) ont démontré que la durée moyenne de l'activité nocturne du crapaud commun (*Bufo bufo*) était réduite de 73,4 % dans le groupe exposé à 5 lux et de 77,4 % dans celui exposé à 20 lux par rapport au groupe témoin (0,1 lux), après 10 jours d'exposition.

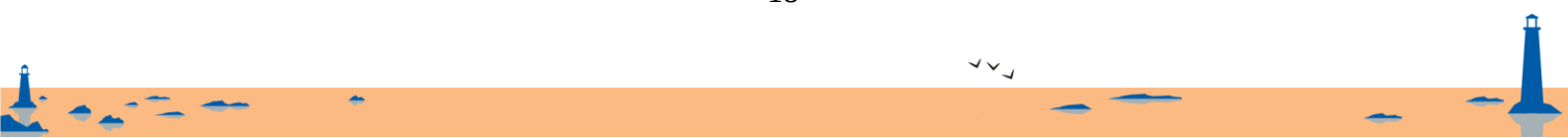
Comme prédit, l'activité n'est pas significativement altérée à 0,5 lux par rapport au témoin obscur mais elle est drastiquement réduite en éclairage d'intensité moyenne définie à 20 lux. Ainsi, l'effet de l'ALAN sur l'espèce s'opère entre 0,5 et 20 lux. Au vu de l'importance de la réponse dès le premier traitement lumineux fort et en trois nuits d'expériences, le seuil de sensibilité de l'espèce à la lumière devrait se situer en dessous de 20 lux. Ce constat suggère que l'espèce est particulièrement sensible à la pollution lumineuse, corroborant le caractère

lucifuge qui lui est attribué dans la littérature (Delaugerre, 1980) et signalant que l'ALAN constitue une réelle menace, d'autant qu'elle y est sensible en-deçà du seuil moyen d'éclairement légal. Il s'agit d'une particularité de l'espèce : Ineich (2010) rappelle qu'il ne faut pas minimiser le rôle de l'ALAN dans l'habituation de certains geckos nocturnes qui peuvent profiter de l'attraction des proies aux sources lumineuses (cf. "Perspectives" sur cette notion). Par exemple, la tarente de Maurétanie (*Tarentola mauritanica*) est active de jour et semble plus tolérante aux éclairages artificiels, exploitant même cette niche pour la prédation des insectes (Martín *et al.*, 2018).

Le protocole définissant les traitements de manière catégorielle et l'écart entre 0,5 et 20 lux étant important, on ne peut établir de façon fiable un seuil plus précis à partir duquel l'activité est perturbée. De futures expérimentations définissant des niveaux d'éclairement plus rapprochés pourraient permettre de trouver avec plus de précision l'intervalle de bascule, voire même de prédire le seuil exact (en lux) à partir duquel l'activité est significativement affectée. Schittko *et al.* (2026) ont constaté que la relation entre l'intensité de l'éclairement et la réponse des individus suit souvent une dynamique logarithmique, avec des effets de l'ALAN plus drastiques à des intensités lumineuses faibles (<1 lux). Ainsi, une expérience avec un gradient plus progressif d'intensités lumineuses permettrait de modéliser une courbe dose-réponse fiable et d'établir un seuil plus précis de sensibilité.

Tous traitements confondus, l'activité est plus importante les deuxièmes et troisièmes nuits. Cela pourrait s'expliquer par une habituation apparente des individus au dispositif qui se traduit par une exploration plus importante de l'environnement). On pourrait également expliquer cette augmentation de l'activité comme un compromis entre la perturbation engendrée par la lumière et la nécessité d'explorer l'environnement pour des raisons de survie (notamment pour la recherche de proies). Certains auteurs suggèrent une habituation à court terme à l'ALAN après avoir constaté que les individus issus d'un environnement urbain (donc plus éclairé) ne présentent pas la baisse d'activité classiquement observée sous traitements lumineux nocturnes (Secondi *et al.*, 2025).

En revanche, contrairement aux hypothèses, la réponse des individus n'évolue pas différemment entre les traitements au cours du temps : la baisse d'activité due au traitement lumineux est significative indépendamment de la nuit expérimentale considérée, l'effet de l'interaction n'étant pas significatif. Wise *et al.* (2022) observent de même que la réponse à l'ALAN n'est pas différente chez la salamandre nocturne *Plethodon cinereus* entre 30 et 90 jours d'exposition. Une expérience menée sur une durée plus longue permettrait de tirer des conclusions plus précises sur l'existence d'une évolution dans le temps de la réponse à la



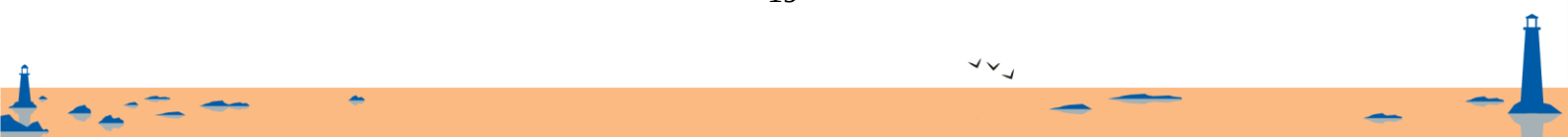
pollution lumineuse, en testant également l'effet à long terme de l'ALAN sur le comportement du *Phyllodactyle* par la comparaison de populations plus ou moins exposées à l'ALAN depuis plusieurs générations.

2. Concernant la réponse comportementale à l'ALAN

Les prédictions du modèle construit montrent que les *Phyllodactyles* choisissent majoritairement de rester dans le gîte en zone éclairée en fin de nuit lorsqu'ils sont exposés aux traitements lumineux à 20 et 60 lux. La probabilité de choisir le gîte éclairé augmente significativement, passant de 50% (0 et 0,5 lux) à 97% et 99% à 20 lux et 60 respectivement. Le choix du gîte en fin de nuit, dans les traitements à l'obscurité et en quasi-obscurité étant fait au hasard, l'effet observé dans les autres conditions est bien dû au traitement lumineux auquel les individus sont exposés. Ainsi, face à une lumière trop importante, le *Phyllodactyle* semble adopter une stratégie de repli : les individus font le choix de rester (ou revenir) au gîte initial à la fin de la nuit et non de se réfugier en zone d'ombre. Ce résultat est conforme aux hypothèses et à la littérature : Secondi *et al.* (2026) décrivent que les crapauds épineux (*Bufo spinosus*) passent plus de temps dans leur abri lorsqu'ils sont exposés à l'ALAN. Les crapauds étudiés ont également un comportement moins explorateur, restant à une distance plus rapprochée du gîte.

Cette préférence pour le gîte de départ sous traitements d'intensités fortes peut en partie être expliquée par l'activité réduite décrite précédemment pour ces traitements. En effet, ce choix de rester du côté du traitement pourrait être expliquée par une diminution des capacités exploratoires des individus, vu la plus courte période d'activité. Néanmoins, notons que l'on observe lors de l'analyse des vidéos des allers-retours vers la zone d'ombre même pour ces traitements lumineux forts, qui n'empêchent pas que le choix en fin de nuit reste majoritairement le retour au gîte initial éclairé. Ce comportement peut paraître contre-intuitif, voire être considéré comme une maladaptation. Il est déjà décrit pour les espèces territoriales qui restent sur leur site malgré l'environnement hostile. Par exemple, une sous-population de cerfs à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) est restée fidèle à son secteur incendié dans une forêt californienne malgré les mauvaises conditions en ressources induisant une baisse importante des conditions physiques et un taux de mortalité accru (Kreling *et al.*, 2021).

Grâce à un suivi de gîtes artificiels, Quessada *et al.* (2024) ont démontré que le *Phyllodactyle* d'Europe a une fidélité au site, avec une probabilité importante de recapture du même individu sur un gîte donné. Dans le cadre de ce rapport, la fidélité apparente au gîte ne semble visible que lors d'exposition à des traitements lumineux forts. Or, les auteurs soulignent



également que le dérangement d'un gîte lors des protocoles de suivi est associé avec une baisse de la probabilité de présence le lendemain dans ce même gîte. Cette question mériterait donc d'être plus approfondie afin de mieux comprendre la réponse comportementale de l'espèce aux différentes perturbations.

Finalement, contrairement aux résultats de la première partie et aux hypothèses initiales, aucun effet significatif de l'évolution dans le temps de la réponse à l'ALAN n'est détecté par le modèle. La réponse se maintient dans le temps : les individus choisissent le gîte éclairé quelle que soit la nuit expérimentale considérée. Comme discuté plus haut, l'effet observé peut être masqué par la courte durée de l'expérience.

3. Implications pour la conservation de l'espèce

A. Eclairage de l'habitat

La présente étude démontre la sensibilité importante du *Phyllodactyle* d'Europe à la lumière artificielle nocturne : les éclairages à 20 et 60 lux ont des effets importants sur l'activité des individus. Il faut donc considérer tout éclairage au-delà de quelques lux (moins de 20 lux) comme une source de dérangement de l'espèce. L'étendue des effets négatifs de cette perturbation sur l'espèce reste à évaluer (*cf.* "Perspectives" ci-après). Cependant, l'espèce étant protégée et menacée, la réduction voire la suppression totale des éclairages nocturnes dans l'habitat de l'espèce semblent être une mesure de conservation efficace et immédiate à proposer, du moins par application du principe de précaution.

Une des particularités de l'espèce est sa présence sur des sites comportant du patrimoine bâti, comme l'île d'If à Marseille où la présence du *Phyllodactyle* y est décrite depuis longtemps, y compris sur le château (Knoepffler & Sochurek, 1956 ; Dardun, 2003). En effet, l'arrêté de 2018 définit des seuils d'éclairage moyen à respecter dans les zones habitées, en/hors agglomérations, afin de limiter les impacts de l'ALAN. Or, ces sites patrimoniaux sont souvent fortement éclairés, au-delà des seuils fixés pour les zones publiques et leur cas particulier peut déroger à la loi par arrêté préfectoral. On relève ici un vide juridique concernant les seuils d'éclairage des monuments historiques, accentuant le conflit entre la protection de la biodiversité et le patrimoine bâti qui nécessite des compromis. En effet, au regard de la loi française, aucune obligation spécifique de l'éclairage des monuments n'est mentionnée.

L'Espagne peut être prise comme exemple : la législation y est plus spécifique sur la question et des seuils d'éclairement des monuments sont donnés, en fonction du matériaux de construction et de leurs couleurs, comme rapporté dans Méndez *et al.* (2024). Les auteurs rappellent que l'éclairage des monuments est un enjeu majeur de la pollution lumineuse globale



et s'appuient sur le cas espagnol pour montrer que des mesures concrètes sur la modification des méthodes d'éclairage peuvent contribuer à réduire efficacement les effets négatifs sur la biodiversité. Ils soulignent cependant que la législation sur la question reste trop peu définie dans la plupart des pays européens.

A l'échelle européenne, les directives Habitats-Faune-Flore (*Directive 92/43/EEC*) et Oiseaux (*Directive 2009/147/EC*) définissent un régime de protection applicable à tous les pays membres de l'EU pour interdire la perturbation ou la destruction de zones d'habitats ou de reproduction d'espèces protégées, sans toutefois plus de précision (art. 12 Directive HFF ; art. 5 Directive Oiseaux). Bien que la Commission Européenne reconnaisse les sources lumineuses comme susceptibles d'engendrer lesdites perturbations, aucun seuil minimal d'éclairement n'est mentionné, laissant l'appréciation au cas par cas. De ce fait, la violation de ces propositions est possible. Schroer *et al.* (2020) soulignent à juste titre que l'application de ces législations et leurs terminologies à la problématique de l'ALAN est limitée. Elles concernent un nombre limité d'espèces et n'incluant pas forcément les espèces directement concernées, comme c'est le cas du Phyllodactyle d'Europe. De plus, il faut avoir prouvé que les perturbations engendrées sont significatives et directes. Ainsi, les seuils établis restent bien souvent trop importants et occasionnent des dérangements de la biodiversité.

B. Protocole d'effarouchement lors de travaux sur le bâti

Certaines des mesures compensatoires se reposant sur le caractère lucifuge généralement admis du Phyllodactyle sont considérées pour éviter le dérangement de l'espèce lors de travaux. Parmi ces mesures, un protocole proposé serait d'éclairer le chantier de nuit afin d'éviter que les Phyllodactyles ne s'y établissent. Cette recherche expérimentale apporte des précisions sur la réaction comportementale des individus à l'ALAN permettant d'ajuster la réflexion autour de ces protocoles d'effarouchement. Les résultats révèlent que la réponse à court terme des Phyllodactyles à l'exposition à la lumière est un comportement de repli plutôt que de fuite ou d'évitement. Ainsi, il est nécessaire de prendre en compte le fait que la probabilité que les individus restent confinés sur le site éclairé les premières nuits est très élevée, du moins exposés à des intensités similaires à celles testées (jusqu'à 60 lux).

Les résultats obtenus mettent ainsi en évidence une forte sensibilité comportementale du Phyllodactyle à la pollution lumineuse et soulignent l'intérêt de mener des études telles que celles-ci au préalable des plans d'action afin de fournir des directives de conservation adaptées à l'espèce.



4. Limites et perspectives

A. Limites méthodologiques

Malgré cela, plusieurs limites doivent être prises en compte.

L'exposition est faite sur trois nuits consécutives uniquement. De plus, la phase d'acclimatation préalable est très courte (quelques heures). Ces deux aspects du protocole rendent difficile l'interprétation à moyen et long terme des effets décrits. Comme mentionné précédemment dans la discussion, une expérience réalisée sur davantage de nuits permettrait de rendre compte d'une évolution potentielle de la réponse comportementale à une exposition prolongée à la lumière artificielle nocturne et de mieux comprendre ses effets à plus long terme.

Par ailleurs, le *Phyllodactyle* d'Europe étant souvent observé en groupe, les individus n'ont pas été isolés. Or, le contexte social peut influencer le comportement des individus, avec des différences selon le sexe ou l'âge. Du fait du faible nombre d'individus, ces variables n'ont pas été testées. Sih (2013) décrit que des facteurs individuels et liés à l'histoire évolutive de l'espèce interviennent dans la réponse comportementale des organismes aux changements d'origines anthropiques, rappelant que ces variables devraient être considérées pour éviter les biais. Par exemple, chez le gecko asiatique *Hemidactylus frenatus*, le comportement de repli et la sélection du gîte de refuge varie en fonction de la présence de congénères, en particulier pour les individus femelles gravides (Muller *et al.*, 2020). De futures analyses devront prendre en considération les biais sociaux potentiels notamment en incluant les facteurs individuels dans les modèles.

B. Perspectives : pour mieux comprendre la réponse du *Phyllodactyle* à l'ALAN

Au-delà de la réponse comportementale démontrée par cette étude, les effets la pollution lumineuse sur les organismes sont multiples (Brayley *et al.*, 2022) et plusieurs questions restent ouvertes quant aux conséquences biologiques de l'exposition à l'ALAN chez le *Phyllodactyle* d'Europe, impactant *in fine* la fitness des individus voire la survie des populations.

Un des effets majeurs de l'ALAN est la perturbation des rythmes d'activité des organismes (Brayley *et al.*, 2022 ; Jägerbrand & Spoelstra, 2023). Cette notion n'a pas été traitée dans le travail présenté, mais reste une perspective à explorer puisque largement décrites chez d'autres espèces (eg. chez les oiseaux, Pease & Gilbert, 2025). Chez les reptiles, de récents travaux décrivent une perturbation des cycles circadiens, avec un prolongement de la période d'activité d'espèces diurnes en présence d'éclairage artificiel nocturne (Baxter-Gilbert *et al.*, 2021 ; Taylor *et al.*, 2022).



De plus, on peut se demander si la lumière artificielle nocturne a des impacts physiologiques sur le Phyllodactyle. Chez le crapaud buffle *Rhinella marina*, en plus d'une diminution significative de l'activité et son décalage dans la nuit, Secondi *et al.* (2021) rapportent des marqueurs physiques de stress avec l'augmentation de la masse corporelle et du taux de cortisol salivaire suite à une exposition prolongée à l'ALAN. Wise *et al.* (2022) ont démontré un ralentissement de la régénération de la queue de la salamandre nocturne *Plethodon cinereus* pour les individus exposés à l'ALAN, dès l'exposition à une lumière de faible intensité (0,01 lux). L'exploration de cette question permettrait d'évaluer plus finement les effets de la pollution lumineuse, allant jusqu'à la *fitness* des individus.

Par ailleurs, il a été largement décrit que les espèces insectivores peuvent profiter de l'ALAN pour prédater leurs proies attirées par les sources lumineuses (généralement les lampadaires urbains) et impactant l'ensemble de la chaîne trophique (Parkinson *et al.*, 2020), c'est ce qui a été formalisé sous le nom de “*vacuum cleaner effect*” (Eisenbeis *et al.*, 2006). En l'absence de proies dans ce protocole, le compromis adaptatif lié à l'alimentation n'a pas pu être testé pour le Phyllodactyle, mais ce comportement a déjà été observé pour le groupe des reptiles. Plusieurs espèces de geckos australiens qui, bien que nocturnes, sont retrouvés en forte densité dans les zones urbaines éclairées de nuit : Nordberg & Schwarzkopf (2022) suggèrent la part importante de la prédation dans l'explication de cette distribution. Un contre-exemple est celui du gecko japonais nocturne (*Gekko japonicus*) qui, même au bout de 20 expositions, ne développe pas de comportement de familiarisation à un environnement éclairé bien qu'il soit enrichi en proies (Kobayashi *et al.*, 2023). Cela laisse penser que toutes les espèces ne sont pas identiquement sensibles à la pollution lumineuse malgré les avantages en termes de prédation. Les coûts liés à l'exposition à la lumière pour les espèces nocturnes restent à explorer, notamment à des intensités faibles d'éclairement.

Des études intégrant ces différentes dimensions permettraient d'évaluer plus précisément l'impact de la pollution lumineuse sur le Phyllodactyle d'Europe. Compte tenu des contraintes imposées par cette espèce (petite taille, habitat isolé, statut de conservation élevé...), le suivi de paramètres démographiques tels que la reproduction ou la mortalité en zones éclairées constituerait déjà une première étape pour rendre compte de l'impact réel de la pollution lumineuse sur la dynamique de l'espèce (Owens *et al.*, 2020).



Conclusion

Cette étude expérimentale a permis de démontrer que la lumière artificielle nocturne induit une forte baisse de l'activité nocturne moyenne du *Phyllodactyle* d'Europe, ce à éclairements d'intensité 20 et 60 lux. Parallèlement, aucune différence d'activité n'est observée en condition de lumière simulant les conditions naturelles (à 0,5 lux) par rapport à l'obscurité. L'espèce est donc dérangée par des intensités lumineuses inférieures ou égales à 20 lux. Cette intensité correspondant au seuil minimal proposé par la loi française est donc déjà supérieure au seuil de tolérance de l'espèce, ce qui suggère que des mesures particulières de réduction de l'éclairage devraient être envisagées sur l'aire de répartition de l'espèce, en particulier sur sites insulaires urbanisés, et plus encore sur les sites fortement éclairés tels que les monuments.

De plus, la réponse des individus aux forts éclairements s'est traduite par un repli dans le gîte éclairé plutôt qu'une fuite dans la zone obscure du dispositif. Cela suggère une stratégie d'évitement de la perturbation par le retrait à court terme, cette réponse étant maintenue au cours des trois nuits expérimentales testées. Les protocoles d'effarouchement lumineux réalisés dans le cadre d'actions préalable à l'exécution de travaux devront donc envisager la forte probabilité de présence de l'espèce sur le site d'origine, s'ils sont réalisés à des intensité lumineuses similaires à celles testées.

En démontrant une forte sensibilité du *Phyllodactyle* d'Europe à des niveaux d'éclairement similaires à ceux rencontrés dans les habitats anthropisés, cette étude souligne que l'ALAN constitue une pression environnementale importante pour cette espèce et que des mesures de conservation spécifiques doivent être prises en conséquence (Zhao *et al.*, 2025). Les résultats fournissent de précieuses connaissances sur le comportement et l'écologie du *Phyllodactyle*, mettant en lumière cette espèce encore peu connue et soulignant les enjeux liés à sa conservation. Hu *et al.* (2019) rappellent en effet le rôle crucial de ce type de recherche régionale dans la conservation d'espèces menacées à plus large échelle, notamment en influençant les politiques publiques en faveur de la conservation.

Des perspectives restent toutefois à explorer pour mieux comprendre la réponse de l'espèce à la pollution lumineuse. Le comportement à long terme reste à déterminer, bien que la réponse comportementale seule ne permette pas d'évaluer l'impact démographique de cette perturbation. De futures études sont nécessaires pour déterminer l'étendue physiologique des effets de la lumière nocturne et pour explorer comment ces réponses individuelles se traduisent à l'échelle des populations voire des écosystèmes. La littérature récente rapporte effectivement



que des écosystèmes entiers sont affectés par la lumière anthropique nocturne à une échelle spatio-temporelle plus large, notamment à cause de la perturbation des réseaux d'interactions inter et intra-spécifiques (Jägerbrand & Spoelstra, 2023).

Finalement, au-delà de son intérêt pour la conservation du Phyllodactyle d'Europe en réponse à l'ALAN, l'étude de ce modèle apporte un exemple de plus à la littérature sous-représentée des reptiles insulaires (Nunes *et al.*, 2025) et nocturnes. Effectivement, mis à part le groupe des tortues marines pour lequel plusieurs études ont démontré que l'éclairage nocturne perturbe la migration et les activités des espèces ((Marangoni *et al.*, 2022), chap. 2.1.1 et sources citées), les travaux expérimentaux traitant de cette problématique pour les reptiles terrestres sont rares et concernent principalement des espèces diurnes (Baxter-Gilbert *et al.*, 2021; Taylor *et al.*, 2022). Cela rappelle l'importance de combler ces lacunes afin d'estomper les biais spécifiques et contribuer justement à la conservation de la biodiversité.



Références bibliographiques

- Ahlmann-Eltze, C., Patil, I., 2021. ggsignif: R Package for Displaying Significance Brackets for “ggplot2.” <https://doi.org/10.31234/osf.io/7awm6>
- Arrêté du 8 janvier 2021 fixant la liste des amphibiens et des reptiles représentés sur le territoire métropolitain protégés sur l'ensemble du territoire national et les modalités de leur protection, 2021.
- Arrêté du 27 décembre 2018 relatif à la prévention, à la réduction et à la limitation des nuisances lumineuses, 2018.
- Astruc, G., Cheylan, M., Couturier, T., 2008. Suivi de l'implantation de la Tarente de Maurétanie, *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) sur l'île de Porquerolles. Impact sur l'espèce autochtone l'Hémidactyle verruqueux, *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758). Laboratoire Biogéographie et Ecologie des Vertébrés - Ecole Pratique des Hautes Etudes, Parc National de Port-Cros.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. J. Stat. Soft. 67. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Baxter-Gilbert, J., Baider, C., Florens, F.B.V., Hawlitschek, O., Mohan, A.V., Mohanty, N.P., Wagener, C., Webster, K.C., Riley, J.L., 2021. Nocturnal foraging and activity by diurnal lizards: Six species of day geckos (*Phelsuma* spp.) using the night-light niche. Austral Ecology 46, 501–506. <https://doi.org/10.1111/aec.13012>
- Brayley, O., How, D.M., Wakefield, D.A., 2022. Biological Effects of Light Pollution on Terrestrial and Marine Organisms. IJSL 24, 13–38. <https://doi.org/10.26607/ijsl.v24i1.121>
- Caldwell, I.R., Hobbs, J.-P.A., Bowen, B.W., Cowman, P.F., DiBattista, J.D., Whitney, J.L., Ahti, P.A., Belderok, R., Canfield, S., Coleman, R.R., Iacchei, M., Johnston, E.C., Knapp, I., Nalley, E.M., Staeudle, T.M., Láruson, Á.J., 2024. Global trends and biases in biodiversity conservation research. Cell Reports Sustainability 1, 100082. <https://doi.org/10.1016/j.crsus.2024.100082>
- Cheylan, M., Rivière, V., Cheylan, A., 2018. Évaluation d'une méthode de suivi à long terme du gecko *Euleptes europaea* sur l'île du Grand Rouveau (archipel des Embiez, Var, France). Revue d'Ecologie (Terre et Vie), Vol. 73 (4), 2018 : 526-536.
- Chung, Y., Rabe-Hesketh, S., Dorie, V., Gelman, A., Liu, J., 2013. A Nondegenerate Penalized Likelihood Estimator for Variance Parameters in Multilevel Models. Psychometrika 78, 685–709. <https://doi.org/10.1007/s11336-013-9328-2>
- Conenna, I., Rocha, R., Russo, D., Cabeza, M., 2017. Insular bats and research effort: a review of global patterns and priorities. Mammal Review 47, 169–182. <https://doi.org/10.1111/mam.12090>
- Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Appendix II – STRICTLY PROTECTED FAUNA SPECIES, 1979.
- Dardun, J.-Y., 2003. Problématique de Conservation du Phyllodactyle d'Europe *Euleptes europaea* sur les îles de Marseille (Archipels du Frioul et de Riou). Mémoire de DESS Ecosystèmes Méditerranéens Littoraux, Université de Corse Faculté des Sciences et Techniques, 61p.
- Dauchy, R.T., Blask, D.E., 2023. Vivarium Lighting as an Important Extrinsic Factor Influencing Animal-based Research. Journal of the American Association for Laboratory Animal Science 62, 3–25. <https://doi.org/10.30802/AALAS-JAALAS-23-000003>
- Davies, T.W., Smyth, T., 2018. Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. Global Change Biology 24, 872–882. <https://doi.org/10.1111/gcb.13927>

- Delaugerre, M.J., 1984. Sur l'écologie thermique des geckos *Phyllodactylus europaeus*, *Hemidactylus turcicus* et *Tarentola mauritanica*: rythmes d'activité, températures et activité, répartition altitudinale 3, 96–121.
- Delaugerre, M.J., 1980. Sur l'Histoire Naturelle de *Phyllodactylus europaeus* (Gené, 1838) (Gekkonidae, Sauria, Reptiles). Port-Cros : Etude d'une population naturelle. 6, 147–175.
- Delaugerre, M.J., Corti, C., 2020. Tiny but “strong”: the European Leaf-toed gecko, *Euleptes europaea*, a terrestrial vertebrate able to survive on tiny islets. Israel J. Ecol. Evol. 66, 223–230. <https://doi.org/10.1163/22244662-bja10017>
- Delaugerre, M.-J., Sacchi, R., Biaggini, M., Lo Cascio, P., Ouni, R., Corti, C., 2019. Coping with aliens: how a native gecko manages to persist on Mediterranean islands despite the Black rat? Acta Herpetologica 89-100 Pages. https://doi.org/10.13128/A_H-7746
- Denton, E.J., 1956. THE RESPONSES OF THE PUPIL OF GEKKO GEKKO TO EXTERNAL LIGHT STIMULUS. J Gen Physiol 40, 201–216. <https://doi.org/10.1085/jgp.40.2.201>
- Deso, G., Priol, P., Reynier, T., Renet, J., 2023. High occupancy of European leaf-toed gecko *Euleptes europaea* in two island stands of *Eucalyptus* sp.: tree selection, co-occurrence and habitat effect. <https://doi.org/10.1101/2023.02.08.527781>
- Deso, G., Reynier, T., 2024. Construction of a refuge wall with crevices to protect European leaf-toed geckos *Euleptes europaea* and young Turkish geckos *Hemidactylus turcicus* on the Ile du Levant, France. HB 20–24. <https://doi.org/10.33256/hb167.2024>
- Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, 2025.
- Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (codified version), 2019.
- Eisenbeis, G., Rich, C., Longcore, T., 2006. Artificial night lighting and insects: attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. Ecological consequences of artificial night lighting 2, 191–198.
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C.C.M., Elvidge, C.D., Baugh, K., Portnov, B.A., Rybnikova, N.A., Furgoni, R., 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. Sci. Adv. 2, e1600377. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600377>
- Fox, J., Weisberg, S., 2018. An R Companion to Applied Regression. SAGE Publications.
- Friard, O., Gamba, M., 2016. BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. Methods in Ecology and Evolution 7, 1325–1330. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12584>
- Frid, A., Dill, L., 2002. Human-caused Disturbance Stimuli as a Form of Predation Risk. Conservation Ecology 6.
- Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W., Hopkins, J., 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. Biological Reviews 88, 912–927. <https://doi.org/10.1111/brv.12036>
- Gessner, J., Jarić, I., Rochard, E., Pourkazemi, M., 2013. AS WE SEE IT: Sturgeon and paddlefish research focuses on low risk species and largely disregards endangered species. Endangered Species Research 22, 95–97. <https://doi.org/10.3354/esr00543>
- Giacalone, G., Faraone, F.P., Pecoraro, M., Sarà, M., 2024. Hidden in the bark: the unexpected presence of the leaf-toed gecko, *Euleptes europaea* (Gené, 1839) (Squamata, Sphaerodactylidae), in Sicily. Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography 39. <https://doi.org/10.21426/B639263791>
- Hartig, F., Lohse, L., Leite, M. de S., Wernke, C., 2026. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models.

- Howard, S.D., Bickford, D.P., 2014. Amphibians over the edge: silent extinction risk of Data Deficient species. *Diversity and Distributions* 20, 837–846. <https://doi.org/10.1111/ddi.12218>
- Hu, Y., Luo, Z., Chapman, C.A., Pimm, S.L., Turvey, S.T., Lawes, M.J., Peres, C.A., Lee, T.M., Fan, P., 2019. Regional scientific research benefits threatened-species conservation. *National Science Review* 6, 1076–1079. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwz090>
- Ineich, I., 2010. How habitat disturbance benefits geckos: Conservation implications. *Comptes Rendus. Biologies* 333, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2009.11.005>
- Jägerbrand, A.K., Spoelstra, K., 2023. Effects of anthropogenic light on species and ecosystems. *Science* 380, 1125–1130. <https://doi.org/10.1126/science.adg3173>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., Guerra, C.A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., Purvis, A., 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8, eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Knoepffler, L.-P., Sochurek, E., 1956. Amphibien und Reptilien zwischen Banyuls und Mentone. *Aquarien und Terrarien* 3, 147–151.
- Kobayashi, K., Hotta, T., Sakai, O., Mori, A., 2023. Investigation of mechanisms underlying a light approaching behavior in a house gecko by comparative and learning experiments. *Behavioural Processes* 205, 104806. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2022.104806>
- Koen, E.L., Minnaar, C., Roever, C.L., Boyles, J.G., 2018. Emerging threat of the 21st century lightscape to global biodiversity. *Global Change Biology* 24, 2315–2324. <https://doi.org/10.1111/gcb.14146>
- Kreling, S.E.S., Gaynor, K.M., McInturff, A., Calhoun, K.L., Brashares, J.S., 2021. Site fidelity and behavioral plasticity regulate an ungulate's response to extreme disturbance. *Ecology and Evolution* 11, 15683–15694. <https://doi.org/10.1002/ece3.8221>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B., Christensen, R.H.B., 2017. **lmerTest** Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *J. Stat. Soft.* 82. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Lenth, R.V., Piaskowski, J., Banfai, B., Bolker, B., Buerkner, P., Giné-Vázquez, I., Hervé, M., Jung, M., Love, J., Miguez, F., Riebl, H., Singmann, H., Derumigny, A., Schmidt, P., 2025. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package.
- Lüdtke, D., Bartel, A., Schwemmer, C., Powell, C., Djalovski, A., Titz, J., 2025. sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science.
- Lüdtke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D., 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *JOSS* 6, 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Marangoni, L.F.B., Davies, T., Smyth, T., Rodríguez, A., Hamann, M., Duarte, C., Pendoley, K., Berge, J., Maggi, E., Levy, O., 2022. Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. *Global Change Biology* 28, 5346–5367. <https://doi.org/10.1111/gcb.16264>
- Mariton, L., Kerbiriou, C., Bas, Y., Zanda, B., Le Viol, I., 2022. Even low light pollution levels affect the spatial distribution and timing of activity of a “light tolerant” bat species. *Environmental Pollution* 305, 119267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119267>
- Martín, B., Pérez, H., Ferrer, M., 2018. Effects of natural and artificial light on the nocturnal behaviour of the wall gecko. *Anim. Biodiv. Conserv.* 41, 209–215. <https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0209>
- Méndez, A., Prieto, B., Aguirre I Font, J.M., Sanmartín, P., 2024. Better, not more, lighting: Policies in urban areas towards environmentally-sound illumination of historical stone buildings that also halts biological colonization. *Science of The Total Environment* 906, 167560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167560>

- Monnet, C., Dokhelar, T., Renet, J., 2022. Rapid colour changes in a tiny threatened gecko do not impede computer-assisted individual recognition. <https://doi.org/10.1101/2022.03.16.484634>
- Muller, B.J., Andrews, R.M., Schwarzkopf, L., Pike, D.A., 2020. Social context alters retreat- and nest-site selection in a globally invasive gecko, *Hemidactylus frenatus*. *Biological Journal of the Linnean Society* 129, 388–397. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blz188>
- Murray, H., Green, E., Williams, D., Burfield, I., Brooke M De, L., 2015. Is research effort associated with the conservation status of European bird species? *Endang. Species. Res.* 27, 193–206. <https://doi.org/10.3354/esr00656>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nordberg, E.J., Schwarzkopf, L., 2022. Afraid of the Dark? The Influence of Natural and Artificial Light at Night on the Behavioral Activity of a Nocturnal Gecko. *Front. Ecol. Evol.* 10, 821335. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.821335>
- Nunes, S.F., Powell, K., Griffith, P., Carretero, M.A., Rebelo, R., Cabeza, M., Rocha, R., 2025. Island-restricted reptiles are more threatened but less studied than their mainland counterparts. *Conservat Sci and Prac* e70184. <https://doi.org/10.1111/csp2.70184>
- Ortiz-Jimenez, C.A., Michelangeli, M., Pendleton, E., Sih, A., Smith, J.E., 2022. Behavioural correlations across multiple stages of the antipredator response: do animals that escape sooner hide longer? *Animal Behaviour* 185, 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2022.01.001>
- Owens, A.C.S., Cochard, P., Durrant, J., Farnworth, B., Perkin, E.K., Seymoure, B., 2020. Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation* 241, 108259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108259>
- Parkinson, E., Lawson, J., Tieg, S.D., 2020. Artificial light at night at the terrestrial-aquatic interface: Effects on predators and fluxes of insect prey. *PLoS ONE* 15, e0240138. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240138>
- Pease, B.S., Gilbert, N.A., 2025. Light pollution prolongs avian activity. *Science* 389, 818–821. <https://doi.org/10.1126/science.adv9472>
- Quessada, J., Rivière, V., Cheylan, M., Guillaumet, A., 2024. Selection and daily occupancy of artificial retreat-sites by a declining Mediterranean island specialist, the European leaf-toed gecko *Euleptes europaea*. *Acta Herpetol.* 19, 123–137. https://doi.org/10.36253/a_h-14527
- R Core Team, 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rivière, V., Lelong, P., Damercy, C., Zucconi, P., Runde-Cariou, S., 2021. Fiche île : Grand Rouveau – Sous-bassin : France Sud. Atlas of Small Mediterranean Islands. URL <https://pimatlas.org/explorer-atlas/iles/grand-rouveau/> (accessed 7.22.26).
- Salvi, D., Berilli, E., Bruni, G., Garzia, M., Gomes, V., Radi, G., Delaugerre, M.-J., 2023. The secret life of a rock-dweller: arboreal acrobatics observed in the European leaf-toed gecko *Euleptes europaea*. *Herpetozoa* 36, 135–141. <https://doi.org/10.3897/herpetozoa.36.e103465>
- Salvi, D., Delaugerre, M.-J., Corti, C., Ouni, R., Crochet, P.-A., 2024. *Euleptes europaea* [WWW Document]. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2025-2.RLTS.T61446A248738795.en>
- Salvidio, S., Lanza, B., Delaugerre, M.-J., 2011. *Euleptes europaea*, in: Fauna d'Italia Reptilia.
- Schittko, C., Huggins, B., Kiefer, S., Kimmig, S., Schroer, S., Grubisic, M., Hölker, F., 2026. Universal dose–response sensitivity of ecological processes to low levels of artificial light at night. *Biological Conservation* 318, 111825. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2026.111825>

- Schroer, S., Huggins, B.J., Azam, C., Hölker, F., 2020. Working with Inadequate Tools: Legislative Shortcomings in Protection against Ecological Effects of Artificial Light at Night. *Sustainability* 12, 2551. <https://doi.org/10.3390/su12062551>
- Secondi, J., Kosica, M., Lengagne, T., 2026. Is urban part-time lighting a mitigation measure for a common amphibian? A case study on *Bufo spinosus*. *Biodivers Conserv* 35, 107. <https://doi.org/10.1007/s10531-026-03313-z>
- Secondi, J., Mondy, N., Gippet, J.M.W., Touzot, M., Gardette, V., Guillard, L., Lengagne, T., 2021. Artificial light at night alters activity, body mass, and corticosterone level in a tropical anuran. *Behavioral Ecology* 32, 932–940. <https://doi.org/10.1093/beheco/arab044>
- Secondi, J., Périssé, L., Lengagne, T., Mondy, N., 2025. Differential responses of rural and urban populations to artificial light at night in the Spiny toad. *Behav Ecol* 36, araf051. <https://doi.org/10.1093/beheco/araf051>
- Sih, A., 2013. Understanding variation in behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a conceptual overview. *Animal Behaviour*, Special Issue: Behavioural Plasticity and Evolution 85, 1077–1088. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.02.017>
- Spatz, D.R., Zilliacus, K.M., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B.R., Croll, D.A., 2017. Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science Advances* 3, e1603080. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1603080>
- Taylor, L.A., Thawley, C.J., Pertuit, O.R., Dennis, A.J., Carson, I.R., Tang, C., Johnson, M.A., 2022. Artificial light at night alters diurnal and nocturnal behavior and physiology in green anole lizards. *Physiology & Behavior* 257, 113992. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2022.113992>
- Touzot, M., Teulier, L., Lengagne, T., Secondi, J., Théry, M., Libourel, P.-A., Guillard, L., Mondy, N., 2019. Artificial light at night disturbs the activity and energy allocation of the common toad during the breeding period. *Conservation Physiology* 7. <https://doi.org/10.1093/conphys/coz002>
- UICN Comité français, OFB, MNHN, SHF, 2026. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France hexagonale. Paris, France. Paris, France.
- Voigt, C.C., Dekker, J., Fritze, M., Gazaryan, S., Hölker, F., Jones, G., Lewanzik, D., Limpens, H.J.G.A., Mathews, F., Rydell, J., Spoelstra, K., Zagmajster, M., 2021. The Impact Of Light Pollution On Bats Varies According To Foraging Guild And Habitat Context. *BioScience* 71, 1103–1109. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab087>
- Wang, Z.-N., Yang, L., Fan, P.-F., Zhang, L., 2021. Species bias and spillover effects in scientific research on Carnivora in China. *Zool Res* 42, 354–361. <https://doi.org/10.24272/j.issn.2095-8137.2021.033>
- Wechsler, B., 1995. Coping and coping strategies: a behavioural view. *Applied Animal Behaviour Science* 43, 123–134. [https://doi.org/10.1016/0168-1591\(95\)00557-9](https://doi.org/10.1016/0168-1591(95)00557-9)
- Wickham, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wise, S.E., Rohacek, A., Scanlon, A.E., Cabrera, T., Buchanan, B.W., 2022. The Effects of Artificial Night Lighting on Tail Regeneration and Prey Consumption in a Nocturnal Salamander (*Plethodon cinereus*) and on the Behavior of Fruit Fly Prey (*Drosophila virilis*). *Animals* 12, 2105. <https://doi.org/10.3390/ani12162105>
- Zhao, Y., Liu, J., Wang, F., Zhang, Y., Ma, Z., 2025. Targeted conservation actions are required to save species from extinction. *Biological Conservation* 310, 111340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111340>

Annexes

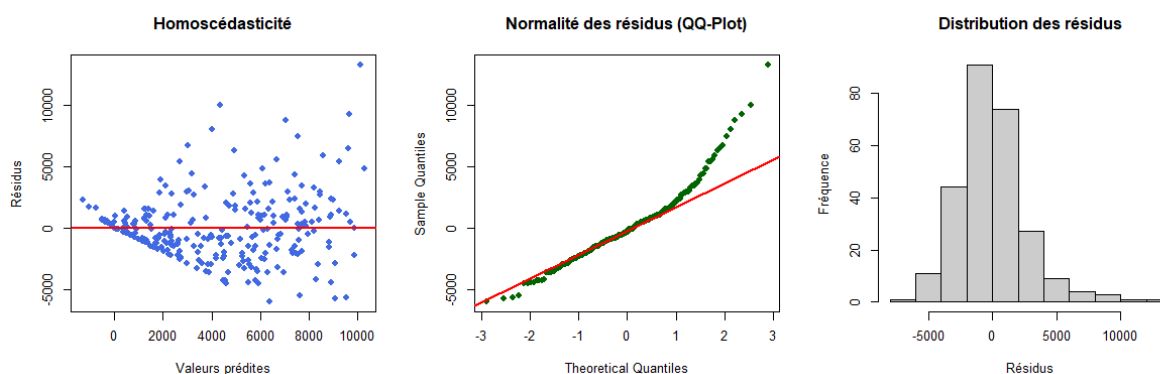
Annexe 1 : Modèle de l'activité avant la transformation de la variable étudiée

Le modèle ajusté sur les données brutes ne satisfait pas les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des résidus d'après les graphiques et les tests complémentaires ci-après. La transformation en racine carrée de la durée totale d'exposition est donc retenue pour l'analyse principale.

a. Tests complémentaires

Diagnostic	Métrique statistique	Valeur	Interprétation
Normalité des résidus	Test de normalité	$p < 0,001$	Déviations significatives de la normalité des résidus
Homoscédasticité	Test d'hétéroscédasticité	$p < 0,001$	Hétéroscédasticité significative détectée
Valeurs extrêmes	Distance de Cook	Aucune détectée	Aucun point influent identifié selon le seuil utilisé

b. Graphiques diagnostiques



Annexe 2 : Modèle de l'activité sans interaction

Le retrait de l'interaction Traitement $\times$ Nuit n'entraîne pas de modification des conclusions relatives à la variable d'intérêt : l'effet du traitement lumineux ne dépend pas de la présence de l'interaction. On note que la variable "Durée de la nuit" est ici significative. Le modèle additif présente par ailleurs un AIC légèrement inférieur, signifiant que ce modèle présente de meilleures qualités prédictives.

a. Comparaison du modèle avec interaction et du modèle additif

Modèle	AIC	χ^2 (ddl)	p-value
Avec interaction Traitement $\times$ Nuit	2442,8	3,58 (6)	0,734
Sans interaction	2434,4	—	—

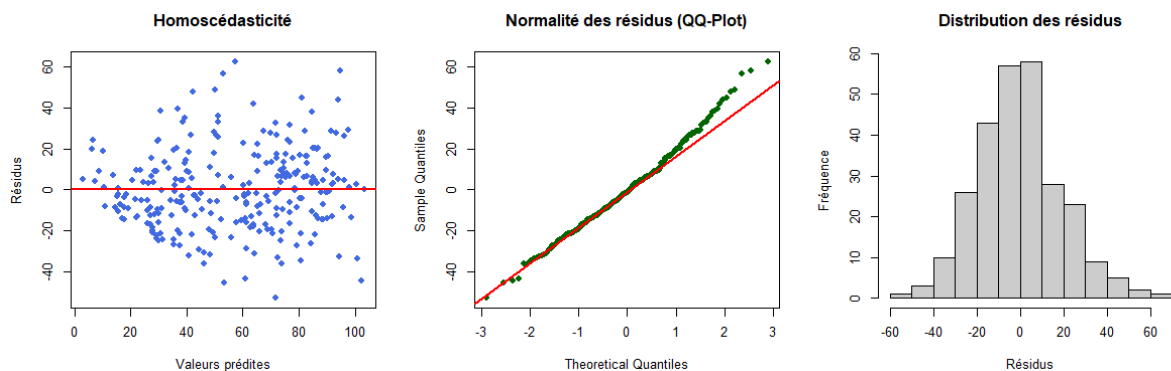
b. Effets fixes du modèle additif (ANOVA III)

Effet	χ^2	ddl	p-value
Traitement	261,00	3	< 0,001
Nuit	18,85	2	< 0,001
Durée de nuit	4,49	1	0,034

Annexe 3 : Diagnostics et performance du modèle sur l'activité

a. Graphiques diagnostiques

- La distribution des résidus par rapport aux valeurs prédites ne montre pas de structure particulière, on considère l'homoscédasticité comme vérifiée.
- Les résidus sont relativement bien alignés sur le QQ-plot mis à part un écart aux extrémités, on considère donc la normalité comme vérifiée.
- Les résidus sont bien distribués autour de la moyenne (gaussienne).



b. Performances et diagnostics complémentaires

Diagnostic	Paramètre / Prédicteur	Métrique Statistique	Valeur	Interprétation
Performance globale	Effets fixes seuls	R ² Marginal	0,458	~45,8 % de la variance de l'activité est expliquée par les facteurs fixes (Traitement, Nuit, Durée de la nuit)
	Effets fixes et aléatoires	R ² Conditionnel	0,618	~61,8 % de la variance totale est expliquée par le modèle complet, en intégrant les variables aléatoires (Individu, Réplica)
Colinéarité	Traitement	GVIF ^{1/(2*Df)}	1,006	Absence de colinéarité (VIF $\approx 1 < \text{Seuil} = 5$). Les

(Modèle additif sans interaction)				variables sont indépendantes.
	Nuit	$GVIF^{1/(2 \cdot Df)}$	1,008	Idem.
	Duree_nuit	$GVIF^{1/(2 \cdot Df)}$	1,034	Idem.

Annexe 4 : summary du modèle sur l'activité

Modèle linéaire mixte ajusté par REML. La variable réponse a été transformée par racine carrée. Les degrés de liberté et les tests t utilisent l'approximation de Satterthwaite. Les prédicteurs catégoriels sont calculés selon des contrastes de somme (*contr.sum*), les coefficients sont donc exprimés relativement à la moyenne générale des niveaux du facteur. N = 266 observations ; Individus = 34 ; Réplicas = 3.

a. Effets aléatoires

Groupe	Effet	Variance	Ecart-type
Individu	Intercept	141,32	11,888
Replicat	Intercept	45,85	6,772
Résiduel	–	444,10	21,074

b. Effets fixes

Effet	Estimate	Std. Error	ddl	t value	p-value
(Intercept)	80,490	13,260	48,54	6,070	< 0,001
Traitement1	23,130	2,378	238,7	9,724	< 0,001
Traitement2	19,050	2,549	245,7	7,472	< 0,001
Traitement3	–13,830	2,361	238,7	–5,857	< 0,001
Nuit1	–7,923	1,866	220,3	–4,247	< 0,001
Nuit2	3,506	1,843	218,9	1,902	0,0585
Duree_nuit	–0,0007202	0,0003725	118,8	–1,934	0,0555
Traitement1 × Nuit1	1,478	3,257	222,0	0,454	0,6504
Traitement2 × Nuit1	1,036	3,307	218,6	0,313	0,7543
Traitement3 × Nuit1	0,3534	3,195	219,3	0,111	0,9120
Traitement1 × Nuit2	0,4968	3,160	219,4	0,157	0,8752
Traitement2 × Nuit2	2,385	3,330	218,5	0,716	0,4746
Traitement3 × Nuit2	–0,3564	3,148	219,0	–0,113	0,9100

Annexe 5 : Modèle choix de gîte sans interaction

Le retrait de l'interaction *Traitement* × *Nuit* n'entraîne pas de modification des conclusions principales ($p=0,230$). La comparaison des modèles ne met pas en évidence d'amélioration significative de l'ajustement par l'ajout de l'interaction.

a. Comparaison du modèle avec interaction et du modèle additif

Modèle	AIC	χ^2 (ddl)	p-value
Avec interaction <i>Traitement</i> × <i>Nuit</i>	238,60	8,11 (6)	0,230
Sans interaction	234,71	—	—

b. Effets fixes du modèle additif

Effet	χ^2	ddl	p-value
Traitement	37,28	3	< 0,001
Nuit	2,26	2	0,323
Durée de nuit	0,61	1	0,435

Annexe 6 : Diagnostics et performance du modèle choix du gîte

Diagnostic	Paramètre / Prédicteur	Métrique statistique	Valeur	Interprétation
Performance globale	Effets fixes	R ² marginal de Nakagawa	0,340	≈ 34,0 % du pouvoir explicatif du modèle est attribuable aux effets fixes (Traitement, Nuit, Durée de la nuit).
	Effets fixes et aléatoires	R ² conditionnel de Nakagawa	0,737	≈ 73,7 % du pouvoir explicatif du modèle est associé à l'ensemble des effets fixes et aléatoires
	Modèle complet	R ² de Tjur	0,558	Le modèle présente un pouvoir explicatif de 55,8 % selon le pseudo-R ² de Tjur.
Dispersion	Modèle complet	Ratio de dispersion	1,028	Ratio proche de 1, indiquant une dispersion compatible avec celle attendue sous le modèle binomial.
	Modèle complet	Test de dispersion	p = 0,616	Aucune surdispersion détectée.

Uniformité des résidus	Modèle complet	Test de Kolmogorov-Smirnov	D = 0,053 ; p = 0,424	Aucune déviation significative de l'uniformité des résidus détectée.
Valeurs extrêmes	Modèle complet	Test des outliers	0/274 ; p = 1,000	Aucune valeur extrême détectée par le test sur les résidus simulés.

Annexe 7 : summary du modèle choix du gîte

Les effets aléatoires correspondent aux intercepts associés à l'individu et au réplica. Les prédicteurs catégoriels sont calculés selon des contrastes de somme (*contr.sum*), les coefficients sont donc exprimés relativement à la moyenne générale des niveaux du facteur. Echelle logit. N = 274 observations ; Individus = 34 ; Réplicas = 3.

a. Effets aléatoires

Groupe	Variance	Écart-type
Individu	4,474	2,115
Réplica	0,482	0,694

b. Effets fixes

Effet	Estimate	Std. Error	z value	p-value
(Intercept)	2,3357	0,6796	3,437	< 0,001
Traitement1	-1,7976	0,4246	-4,234	< 0,001
Traitement2	-1,6544	0,4595	-3,600	< 0,001
Traitement3	1,1290	0,5064	2,230	0,0258
Nuit1	0,1451	0,3915	0,371	0,7109
Nuit2	0,5278	0,5435	0,971	0,3315
Duree_nuit_scaled	0,2632	0,2964	0,888	0,3745
Traitement1 × Nuit1	0,3440	0,5153	0,668	0,5043
Traitement2 × Nuit1	-0,5130	0,5261	-0,975	0,3296
Traitement3 × Nuit1	0,5223	0,6450	0,810	0,4181
Traitement1 × Nuit2	-0,5537	0,6291	-0,880	0,3788
Traitement2 × Nuit2	-0,5410	0,6467	-0,837	0,4028
Traitement3 × Nuit2	-0,6429	0,7087	-0,907	0,3644

Résumé

La lumière artificielle nocturne (ALAN) constitue une pression anthropique croissante sur la biodiversité et ses effets restent encore peu étudiés chez les reptiles nocturnes. Le Phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*) est un gecko nocturne généralement considéré comme lucifuge, mais dont la réponse précise à l'éclairement reste peu connue. Cette étude a pour objectif de tester l'impact de l'ALAN sur l'activité des individus et de déterminer leur réponse comportementale à court terme, afin de fournir les connaissances nécessaires à la conservation de l'espèce. Une expérimentation en laboratoire a donc été menée sous quatre conditions d'éclairement (0, 0,5, 20 et 60 lux) ; l'activité nocturne ainsi que la répartition des individus entre zone traitée et obscure ont été mesurées pendant trois nuits consécutives pour chaque traitement. Des modèles linéaires mixtes ont été ajustés et les analyses *a posteriori* démontrent, d'une part, que l'activité ne diffère pas entre l'obscurité totale et les conditions naturelles, mais diminue significativement à 20 et 60 lux. D'autre part, face aux forts éclaircissements, les individus se replient principalement dans leur gîte plutôt que de rejoindre la zone sombre, cette réponse de repli se maintenant au cours des trois nuits. Ces résultats mettent en évidence une sensibilité importante de l'espèce à l'ALAN dès 20 lux, donc à des niveaux d'éclairement en dessous des limites fixées par la loi française. Cela souligne la nécessité d'adapter la gestion de l'éclairage sur les sites occupés par l'espèce et de prendre en compte le comportement de retrait des individus dans l'élaboration de protocoles d'effarouchement. Des études complémentaires restent nécessaires pour déterminer les conséquences physiologiques et démographiques à long terme de la pollution sur l'espèce et sur la biodiversité à plus large échelle.

Abstract

Artificial light at night (ALAN) is a growing anthropic pressure on biodiversity and its impacts are still poorly documented for the nocturnal reptiles. The European Leaf-Toed Gecko (*Euleptes europaea*) is a nocturnal gecko usually considered as light-avoidant, but its response to nocturnal light is not yet specifically studied. This study aims to test the impact of ALAN on the activity of the individuals and to determine their behavioral short-term response, in order to provide the needed knowledge necessary for the species conservation. A lab experiment was then driven under four lightening conditions; the nocturnal activity and the retreat choice between the treated and obscure zone were recorded during three consecutive nights for each treatment. Linear mixed models were fitted and their post-hoc analysis showed, on one hand, that the activity was not significantly different between the dark treatment and the treatment with low/natural intensity conditions, but was significantly lesser under 20 and 60 lux lighting. On the other hand, under those high lighting conditions, the individuals generally hide instead of fleeing to the dark zone, this retreat response being consistent during the three nights. These results show the high sensitivity of the specie and its perturbation by ALAN under 20 lux, so under lighting intensities inferior to the minimum determined by French law. This highlights the necessity to adapt the lighting policies on the sites within the species distribution and consider the retreat-like behavior of the individuals when building light deterrence conservation protocols. Further studies are yet to be conducted in order to determine the long-term physiological and demographic consequences of light pollution on this species and on biodiversity on a larger scale.