
Rapport de stage individuel

5^{ème} année

Modélisation des habitats favorables pour la Cistude

Citeres - UMR 7324

UMR 7324 - CITERES, MSH Val de Loire 33-35 allée
Ferdinand de Lesseps, 37200 TOURS



Tuteur entreprise :
Robin Furet (doctorant)

Tuteur académique :
Francis Isselin

Dorian Rumeau
IUT - ADAGE
2023-2024

1. INTRODUCTION

L'érosion de la biodiversité est un enjeu majeur auquel doit faire face l'humanité (Kim & Byrne, 2006). Ce phénomène est en partie dû au changement climatique d'origine anthropique (Parmesan, 2006) qui influe sur la répartition des conditions climatiques, affectant l'aire de distribution des espèces (Loarie et al., 2009). En plus des modifications climatiques, les habitats sont de plus en plus fragmentés (Keil et al., 2015) ce qui pousse les espèces à modifier leurs aires de distribution en se déplaçant vers des conditions climatiques favorables (Travis et al., 2013). En réponse aux nouvelles contraintes climatiques les espèces se déplacent vers les pôles ou en altitude (I.-C. Chen et al., 2011). Cependant, ce changement d'aire de distribution dépend grandement de la capacité de dispersion des espèces (Travis et al., 2013) et de leur capacités d'adaptation et de dispersion qui peut varier à des niveaux intraspécifiques (Bestion et al., 2015).

Les modèles de niche écologique sont des outils puissants pour prédire les changements de distribution des espèces en réponse aux variations climatiques, ils reposent sur les relations entre la répartition observée des espèces et les facteurs climatiques (Araújo & Guisan, 2006). Cependant, ces modèles présentent certaines limites affectant la fiabilité de leurs prédictions (Hernandez et al., 2006). Une des principales critiques concerne la mise de côté de la capacité de dispersion des espèces. Cette omission conduit souvent à des surestimations de la distribution future potentielle, en particulier pour les espèces ayant une capacité de dispersion limitée (Urban et al., 2016). De plus, la plupart des modèles de niche écologique ne tiennent pas compte des variations intraspécifiques, malgré le fait que cette prise en compte puisse changer drastiquement les prévisions de changements de répartition des espèces (Valladares et al., 2014). Enfin, l'utilisation de méthodes de multi-modélisation, combinant des modèles statiques avec des modèles dynamiques de paysage, permet des prédictions plus précises en intégrant l'occupation du sol (Franklin, 2010).

Les reptiles, en tant qu'ectothermes, sont particulièrement vulnérables aux changements environnementaux. En effet, d'après l'UICN, une espèce de reptile sur 5 est menacée d'extinction (Temple & Cox, 2009). Les contraintes liées aux variables climatiques influent directement les performances vitales de ces espèces (Rozen-Rechels, Dupoué, Lourdaï, et al., 2019). Les reptiles sont donc particulièrement sensibles aux effets du changement climatique (Ljungström et al., 2015; Nowakowski et al., 2018). La plage de température corporelle tolérable est propre à chaque espèce voire à chaque population (Trochet et al., 2018).

Des différences d'adaptations sont observées au niveau intraspécifique (Herrando-Pérez et al., 2019) et même au niveau des populations (Bestion et al., 2015). Ces différences peuvent s'expliquer par le fait que les ectothermes sont très dépendants du climat et principalement des microclimats (Buckley et al., 2015; Paaijmans et al., 2013). Les ectothermes se sont largement déplacés et ont réussi à s'adapter à des habitats diversifiés durant le pléistocène, ces différents refuges climatiques ont donc créé des adaptations très locales créant une forte richesse génétique au sein d'une même espèce (Hewitt, 2000; Zeisset & Beebee, 2008).

Par conséquent, intégrer la capacité de dispersion, les préférences bioclimatiques au niveau des lignées et la qualité du paysage dans les modèles de niche semble être une approche prometteuse pour obtenir des projections plus précises de la distribution des espèces face aux changements climatiques.

Dans cette étude, nous nous concentrons sur la Cistude d'Europe *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). La Cistude d'Europe a une capacité de dispersion maximale de 5km par an (Fuentes & Olivier, 2016). De plus, elle est séparée en plusieurs lignées génétiques distinctes qui occupent

des régions aux conditions climatiques variées en raison de l'histoire évolutive complexe de l'espèce durant les glaciations du Pléistocène (Lenk et al., 1999; Sommer et al., 2007). Nous allons donc plus précisément nous intéresser à la sous espèce *Emys orbicularis occidentalis* (Fritz, 1993), qui sera comparée avec d'autres sous-espèces ultérieurement. Cette sous-espèce dont l'aire de distribution se situe dans la péninsule ibérique est intéressante à étudier par sa dispersion maximale théorique barrée par les Pyrénées au Nord et l'océan Atlantique et la mer Méditerranées aux côtes. Intégrer la capacité de dispersion et les préférences bioclimatiques au niveau des lignées dans un modèle de niche semble être une approche prometteuse pour obtenir des projections plus précises de la distribution des espèces face aux changements climatiques.

Les objectifs de cette étude sont de mettre en évidence l'intérêt d'inclure les niveaux intraspécifiques et la qualité paysagère dans les modèles de niche écologique (1), de s'intéresser aux réponses individuelles des différentes sous-espèces de cistude d'Europe (2) afin de déterminer s'il existe des lignées qui pourraient être plus vulnérables aux futurs changements climatiques (3).

Nos prédictions sont que le niveau intraspécifique et la qualité paysagère apporteront des prédictions plus affinées et plus appropriées aux modèles de niche écologique (1), les lignées devraient réagir différemment aux scénarios futurs avec une tendance à un déplacement vers le Nord (2) et une mise en évidence de certaines lignées qui devraient, dans les scénarios les plus pessimistes, ne trouver que peu ou pas de zones favorables à leur cycle de vie (3).

Concernant *E. o. occidentalis* on s'attend à définir plus précisément les futures zones favorables et à ce qu'elles se trouvent en marge Nord de son aire de distribution, se rapprochant ainsi du Sud de la France.

2. MATERIEL ET METHODE

2.1. Espèce étudiée

La cistude d'Europe *Emys orbicularis* est une tortue d'eau douce avec une large aire de distribution en Europe. Elle est inscrite à l'annexe II de la Convention de « la vie sauvage et du milieu naturel » de l'Europe (Berne 1979), et aux annexes II et IV la Directive européenne « Habitat Faune et Flore » du 21/05/1992.

L'aire de distribution pour les sous-espèces sont : la péninsule ibérique pour *E. o. occidentalis* ; le pourtour méditerranéen du Nord de l'Espagne, de la France et de l'Italie pour *E. o. galloitalica* ; l'Ouest et le centre de la France pour *E. o. orbicularis* (lignée I) ; l'Europe de l'Est pour *E. o. orbicularis* (lignée II) ; et le pourtour de la mer Adriatique et la Grèce pour *E. o. hellenica* (figure 1) (Fritz et al., 2009; Pedall et al., 2011; Pöschel et al., 2018; Prusak et al., 2011; Vamberger et al., 2015; Velo-Antón et al., 2011).

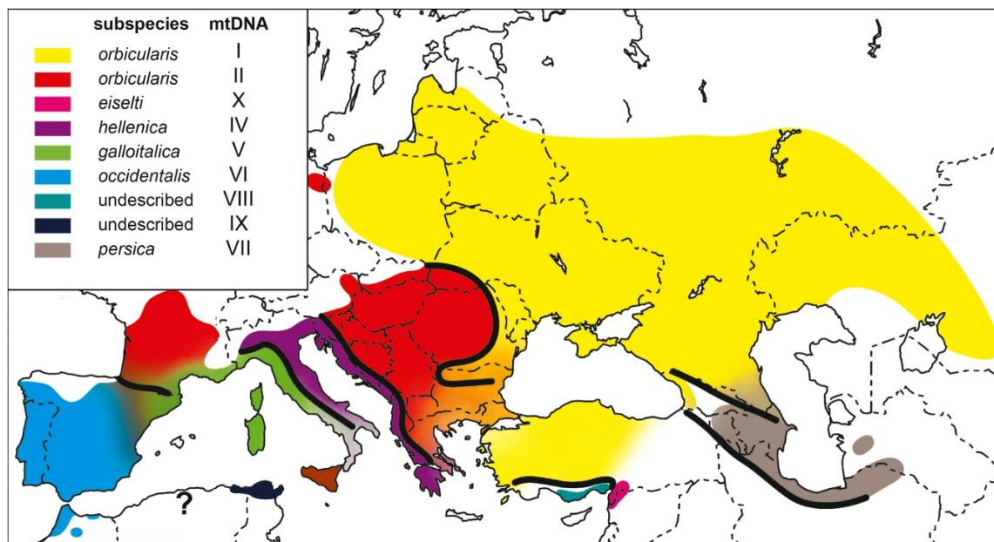


Figure 1 : Distribution des différentes sous-espèces de *Emys orbicularis* (Pöschel et al., 2018)

2.2. Données d'occurrence

Les points d'occurrences ont été obtenus à partir de différentes bases de données pour la période 2000-2020, la majorité sont issus de la base de données de GBIF.org (12 March 2024) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.7yad43>. Elles ont été complétées avec d'autres bases de données : INPN, SINP, Faune-France, InfoSpecies. Dans ces bases de données, l'information sur la sous-espèce n'est généralement pas disponible, nous les avons donc distinguées à partir des aires de distribution définies par différentes études se basant sur des données génétiques présentes et passées (Pedall et al., 2011; Vamberger et al., 2015; Pöschel et al., 2018). De plus, nous ne gardons que les points dont la précision géographique est inférieure ou égale à 5km.

Nous obtenons donc un total de 30073 points pour l'espèce à l'échelle de l'Europe, soit 916 pour la sous-espèce étudiée ici *E. o. occidentalis*, 1103 pour *E. o. galloitalica*, 267 pour *E.o. hellenica*, 16432 pour *E. o. orbicularis* (lignée II) et 1145 pour *E.o. orbicularis* (lignée I).

2.3. Données climatiques

Nous avons sélectionné 9 variables bioclimatiques (voir Annexe 1 pour la description) qui influencent le cycle de vie d'*Emys orbicularis* (Nekrasova et al., 2019; Gherbi et al., 2023). Ces variables ont été obtenus à partir de CHELSA (Karger et al., 2017), <http://www.chelsa-climate.org/>, pour la période 1981-2010 (résolution 30 arc sec, ~1 km). Ces couches climatiques ont été agrégées pour correspondre à une résolution de 5km*5km en moyennant les données de la première résolution. Nous avons ajoutés à ces variables la radiation solaire issue de WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) <https://www.worldclim.org/>, période 1970-2000 (résolution 30 arc sec, ~1 km), cette variable correspond à la moyenne de radiation sur les mois de février à mai, période de sortie d'hivernation des cistudes et d'accouplement (Beau, 2019).

A partir du package R « usdm » (Naimi et al., 2014) nous avons calculé le facteur d'inflation de la variance (VIF) pour nos variables climatiques. Seules les variables avec VIF inférieur à 0.7 ont été retenues. Grâce à cela nous évitons une colinéarité des variables et nous assurons une meilleure

robustesse du model. Ainsi nous ne conservons plus que 6 variables pour cette étude pour la sous espèce *E. o. occidentalis* (voir Annexe 2).

Nous avons utilisé deux modèles climatiques globaux (GCM) pour simuler les conditions climatiques futures : GFDL-ESM4 (Dunne et al., 2020) et UKESM1-0-LL (Sellar et al., 2019), extraits des bases de données CHELSA. En effet, l'une des principales sources d'incertitude dans les projections des modèles de niche écologique est la variabilité des condition climatiques futures prédites par différents GCM (Garcia et al., 2012; Stralberg et al., 2015). Les deux GCM ont été sélectionnés pour leurs prédictions robustes (Jia et al., 2019; Sellar et al., 2019). Ils ont servi à modéliser deux périodes futures, 2041–2070 et 2071–2100, sous deux scénarios de trajectoire socio-économique partagée (SSP) : SSP1-2.6 et SSP5-8.5. Ces scénarios représentent respectivement des hypothèses optimistes et pessimistes, prévoyant une augmentation de la température moyenne mondiale de 0,9 à 2,3°C et de 3,2 à 5,4°C, accompagnée de changements dans les précipitations moyennes globales en fonction des variations de température (O'Neill et al., 2017; Riahi et al., 2017).

2.4. Données d'occupation de sol

Les données d'occupation du sol ont été obtenus à partir de Copernicus (<https://www.copernicus.eu/>), en utilisant un raster d'occupation du sol (*CLC+Backbone 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly, Feb. 2023*) et un fichier différenciant les cours d'eau des plans d'eau (*EU-Hydro River Network Database 2006-2012 (vector), Europe - version 1.3, Nov. 2020*). Ces couches ont été manipulées sur un SIG (ArcGIS Pro 3.2.0, ESRI) pour les agréger sur des mailles de 5km*5km identique aux mailles des couches des variables climatiques.

Nous avons donc obtenu une grille, correspondant à l'aire de distribution de la sous-espèce, contenant l'information de la surface de chaque type d'occupation du sol, ce à quoi nous avons ajouté notre jeu de données d'occurrence et spécifié les mailles avec une présence ou une absence.

A partir de ces données nous avons pu déterminer la qualité paysagère en utilisant des modèles linéaires généralisés (GLM) avec une distribution binomiale et un lien logit. Aucune variable n'a révélé de colinéarité. La qualité paysagère a été calculé uniquement sur les mailles climatiquement favorables des scénarios futurs, nous avons déterminé un score de probabilité de présences basé sur la moyenne des résultats des 3 meilleurs modèles calculée à partir de nos variables d'occupation du sol. Les mailles sélectionnées pour déterminer les meilleurs modèles sont celles de notre modélisation de la distribution du présent, nous sélectionnons :

- Toutes les mailles définies climatiquement favorables par notre modèle et possédant au moins un plan d'eau.
- Pour les mailles définies climatiquement défavorables par notre modèle : autant de mailles avec un point d'occurrence avérées que des mailles d'absences, ces dernières doivent être proche d'une présence (mailles juxtaposée) et posséder au moins un plan d'eau.

2.5. Capacité de dispersion

La capacité de dispersion d'*Emys orbicularis* est estimée à un maximum de 5km par an (Fuentes & Olivier, 2016). Nous avons donc étendu l'aire de distribution maximale théorique d'*E. o. occidentalis* pour chaque scénario futur. Pour cela, nous avons sélectionné l'année médiane de chaque période et ajouté 5km par an à l'aire de distribution actuelle, ce qui nous donne un ajout de 175km pour la période 2041-2070 et 325 km pour 2071-2100. Ainsi, nous obtenons des mailles potentiellement atteignables, qui seront, comme les mailles de la distribution actuelle, analysées pour définir si elles sont climatiquement favorables ou non. Si elles le sont, nous évaluerons la qualité du paysage.

2.6. Modélisation de la répartition de l'espèce

Le package « spThin » (Aiello-Lammens et al., 2015) intégré dans l'environnement R, version 4.3.3 (R Core Team, 2023), a été utilisé afin d'échantillonner nos données de présence. En effet, ce package nous permet de réduire les biais d'échantillonnage spatial. Cela minimise les zones sur-représentées et assure une meilleure représentativité des données, ce qui permet aux modèles de distribution d'être plus fiables (Kramer-Schadt et al., 2013). Nous passons donc de 916 points d'occurrence à 647.

Cinq jeux de 647 pseudo-absences (autant que de présence) ont été générés dans un disque de rayon maximum de 5 km autour des plans d'eau de l'aire de distribution actuelle.

Nous avons utilisé 7 algorithmes de modélisation différents, à savoir : GLM, GBM, GAM, RF, SRE, XGBOOST et MAXENT (MAXENT.Phillips). GLM repose sur des fonctions linéaires généralisées pour modéliser les relations entre variables (Müller, 2004). XGBOOST est une méthode avancée de machine learning qui optimise les arbres de décision par le biais de techniques de boosting (T. Chen & Guestrin, 2016). Les GBM et GAM, qui utilisent respectivement des arbres de régression et des fonctions additivement non linéaires, permettent de capturer des interactions complexes et des relations non linéaires entre les variables (Friedman, 2001; Hastie & Tibshirani, 1986). RF fait intervenir un ensemble d'arbres de décision indépendants, où chaque arbre est construit à partir d'un échantillon aléatoire des données et utilise une sélection aléatoire des caractéristiques pour chaque division (Breiman, 2001). SRE considère lui les valeurs extrêmes égales à n'importe quel autre point de données, ce qui conduit à des changements notables dans les prédictions. MAXENT, quant à lui, se distingue par sa capacité à modéliser des distributions de probabilité en maximisant l'entropie conditionnelle aux contraintes des données observées, offrant ainsi des prédictions souvent très précises pour des données de présence (Phillips et al., 2006). Cette approche multi-modèle permet non seulement d'explorer une vaste gamme de réponses et d'interactions potentielles, mais aussi de combiner les points forts de chaque algorithme tout en atténuant leurs faiblesses respectives, assurant ainsi une évaluation plus complète et robuste des prédictions (Araújo & New, 2007) .

Les modèles de niche écologiques (ENM) ont été construits en utilisant le package « biomod2 », version 4.2-5-2 (Thuiller et al., 2024). Des Modèles d'Ensemble (EM), qui résultent de la combinaison de plusieurs ENM issus de différents algorithmes de modélisation, ont été créés pour les conditions climatiques actuelles grâce à la fonction "BIOMOD_EnsembleModeling". Ces modèles ont ensuite été projetés sur des scénarios climatiques futurs en utilisant la fonction "BIOMOD_EnsembleForecasting".

Afin d'améliorer les performances des modèles, nous avons utilisé la fonction « *bm_Tuning* » pour trouver les valeurs optimales des paramètres de ces différents algorithmes. Pour MAXENT nous avons utilisé la fonction « *ENMevaluate* » du package « *ENMeval* » (Kass et al., 2021).

La performance des modèles a été évaluée à partir de trois mesures d'évaluation : ROC, TSS et KAPPA. 80% des données ont été utilisées pour construire le modèle, les 20% restants étant gardés pour la validation. Pour les cinq jeux de pseudo-absence et chacun des sept algorithmes, 15 itérations ont été effectuées, soit un total de 525 modèles générés. Le modèle d'ensemble a été généré en sélectionnant les modèles avec un ROC/TSS/KAPPA > 0.75. Les algorithmes utilisés pour construire le modèle d'ensemble sont la « moyenne pondérée des probabilités » (*wmean*), qui permet de faire la moyenne des modèles individuels en les pondérant sur la base de leurs scores ROC, TSS ou KAPPA, le « coefficient de variation des probabilités » (*cv*), qui permet de cartographier les divergences entre les modèles individuels utilisés.

Pour binariser nos résultats, nous considérons comme climatiquement favorable les mailles qui respectent nos conditions sur le *wmean* et le *cv*. À savoir, un *wmean* avec un score supérieur ou égale à 70% de probabilité de présence et un *cv* suivant ces deux conditions :

$$cv < \min(\max, Q3 + 1.5*(Q3 - Q1)) \text{ et } cv > \max(\min, Q1 - 1.5*(Q3 - Q1))$$

Nous avons assemblé nos résultats sur une même carte à l'aide de la fonction « *BIOMOD_RangeSize* » pour représenter les changements ou non des mailles climatiquement favorables, mettant ainsi en évidence les gains, pertes, et stabilités.

3. RESULTATS

3.1. Modèles de favorabilité climatique actuelle

Les modèles de favorabilité climatique pour le présent ont des valeurs moyenne de ROC, TSS et KAPPA respectivement de 0.675 (± 0.076), 0.250 (± 0.116) et 0.251 (± 0.115). La valeur moyenne de ROC indique une performance modérée, et les valeurs de TSS et KAPPA indiquent une performance faible voir proche du hasard. Sur les 525 répliques initiaux, 81 ont été conservés pour construire le modèle d'ensemble avec uniquement 4 modèles différents : RF (42), GBM (28), XGBOOST (7) et MAXENT (4).

Selon les résultats du modèle d'ensemble, les aires les plus favorables pour *E. o. occidentalis* se situent en Espagne, principalement sur la côte Sud-Ouest et sur la côte Est avec une large aire éclatée dans le centre (Figure 2). La variable bioclimatique qui contribue le plus au modèle est l'isothermie (BIO3 : 27.4%).

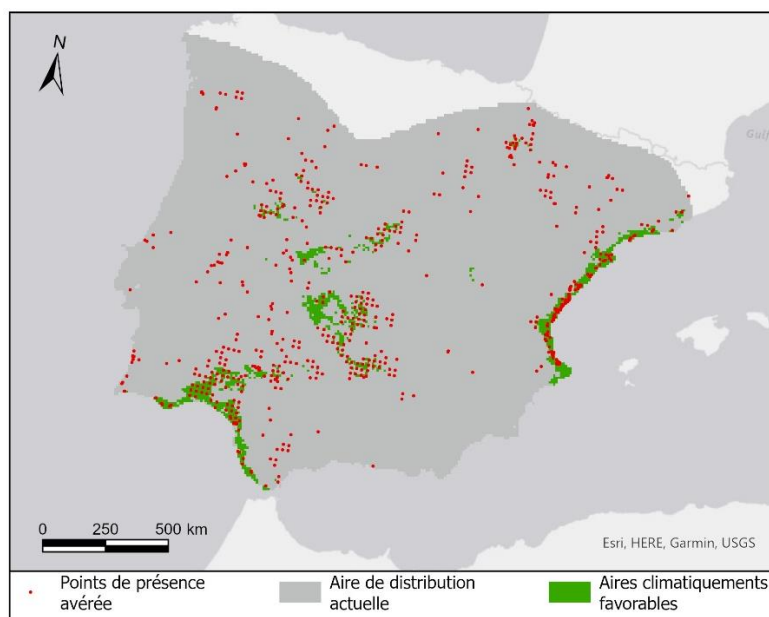


Figure 2 : Modèle de favorabilité climatique actuelle

3.2. Projections futures

L'évaluation de la contribution de chaque variables explicatives (Figure 3), après exclusion des variables présentant une colinéarité, montre une prédominance des variables bioclimatiques liées à la température (4 variables sur 6). Une seule variable liée aux précipitations est présente, il s'agit des précipitations annuelles (BIO12), qui est la deuxième variable la plus contributive avec 25,4% de la contribution totale. La variable la plus contributive est l'isothermie (27,4%) et la troisième est la radiation moyenne des mois de février à mai (Rad_moy) avec 18,5%. Les courbes de réponses obtenues pour toutes nos variables explicatives (figure 6) montrent que l'augmentation de la température moyenne annuelle de l'air (BIO1) et de la température moyenne journalière du trimestre le plus sec (BIO9) influencent positivement la présence de *E. O. occidentalis*. Les radiations moyennes défavorisent l'espèce en augmentant, sauf pour des valeurs fortes. BIO3, qui représente le rapport entre la variation diurne et la variation annuelle des températures influe négativement lorsque ce rapport dépasse un ratio de 3. Les valeurs faibles de BIO12, quant à elles, semblent induire une favorabilité de l'habitat très faible (<0.2). BIO5, finalement, propose une légère hausse de favorabilité autour de 30°C pour la température maximale journalière moyenne du mois le plus chaud.

Pour l'évaluation de la qualité du paysage, les 3 meilleurs modèles ont sélectionné comme variable explicatives : les zones artificialisées, les forêts de feuillus ligneux, les espaces périodiquement enherbés, toujours enherbés et les espaces de plantes ligneuses à faible croissance (annexe 3).

Les modèles concernant la distribution du futur proche (2041-2070) avec les deux modèles (UKESM1 et GFDL) et les deux scénarios climatiques (ssp126 et ssp585) sont en figure 4 et ceux pour le futur lointain (2071-2100) en figure 5. Les pourcentages de gain ou de perte sont reportés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Pourcentage de gain, de perte, de surface totale prédites par tous les modèles, scénarios et période

Période	Modèle	Scénario	Gain (%)	Perte (%)	Total (%)
2041-2070	GFDL	SSP126	55,034	83,138	-28,104
		SSP585	57,131	94,044	-36,913
	UKESM1	SSP126	73,742	95,302	-21,56
		SSP585	88,591	99,832	-11,241
2071-2100	GFDL	SSP126	79,782	83,893	-4,111
		SSP585	190,688	99,832	90,856
	UKESM1	SSP126	115,352	96,98	18,372
		SSP585	8,138	100	-91,862

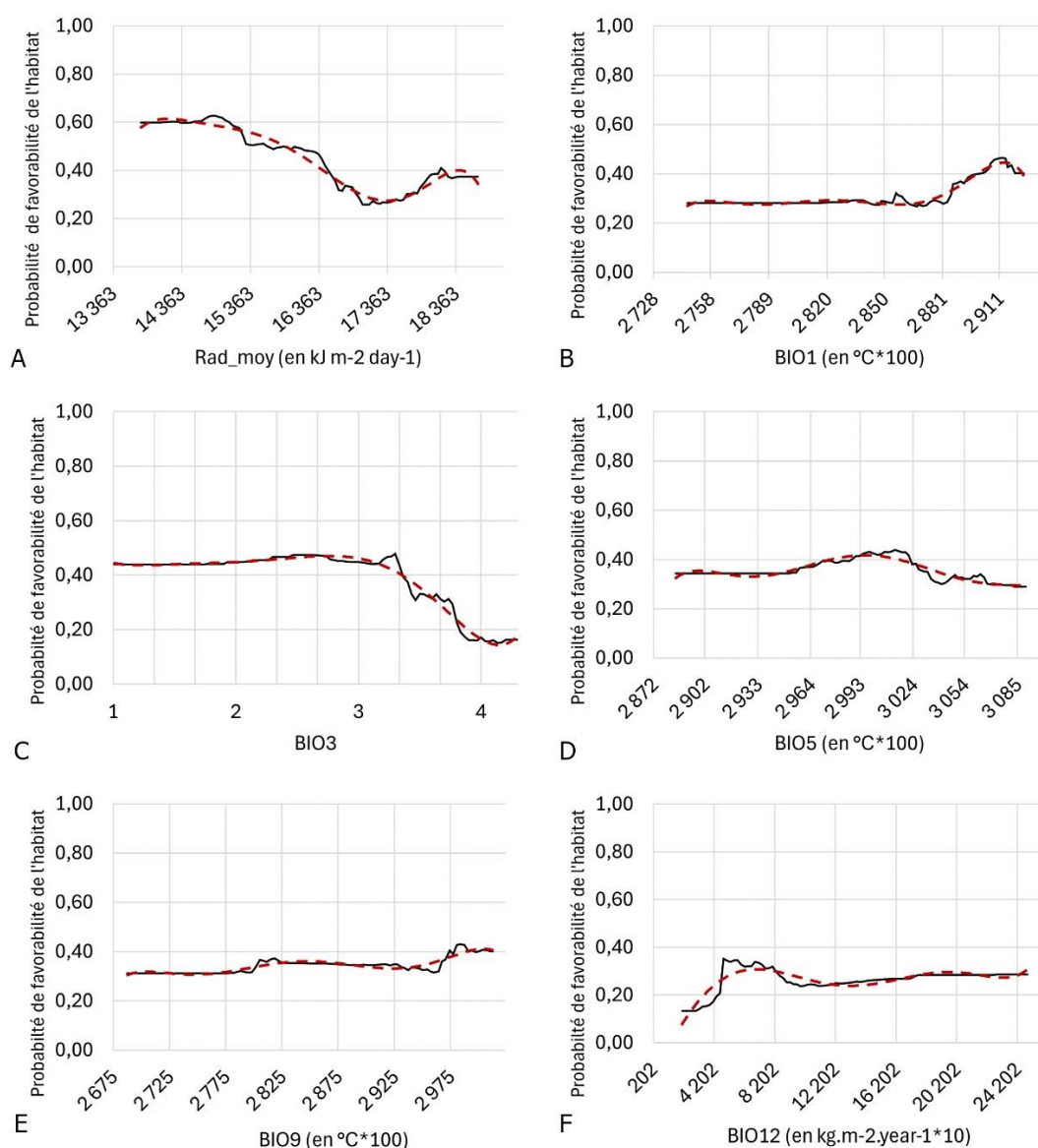


Figure 3 : Courbes de réponses obtenues pour *Emys orbicularis occidentalis*

Courbes de réponses obtenues pour toutes les variables prédictives du modèle d'ensemble construit pour les conditions climatiques actuelles (ligne continue) : (A) Rad_moy, rdaitaion solaires moyennes des mois de février à mai ; BIO1, Température moyenne annuelle de l'air ; BIO3, isothermie ; BIO5, Température de l'air maximale journalière moyenne du mois le plus chaud ; BIO9, Température de l'air moyenne journalière du trimestre le plus sec ; BIO12, Précipitations annuelles. Courbe lissée associé à la courbe de réponse en pointillé rouge.

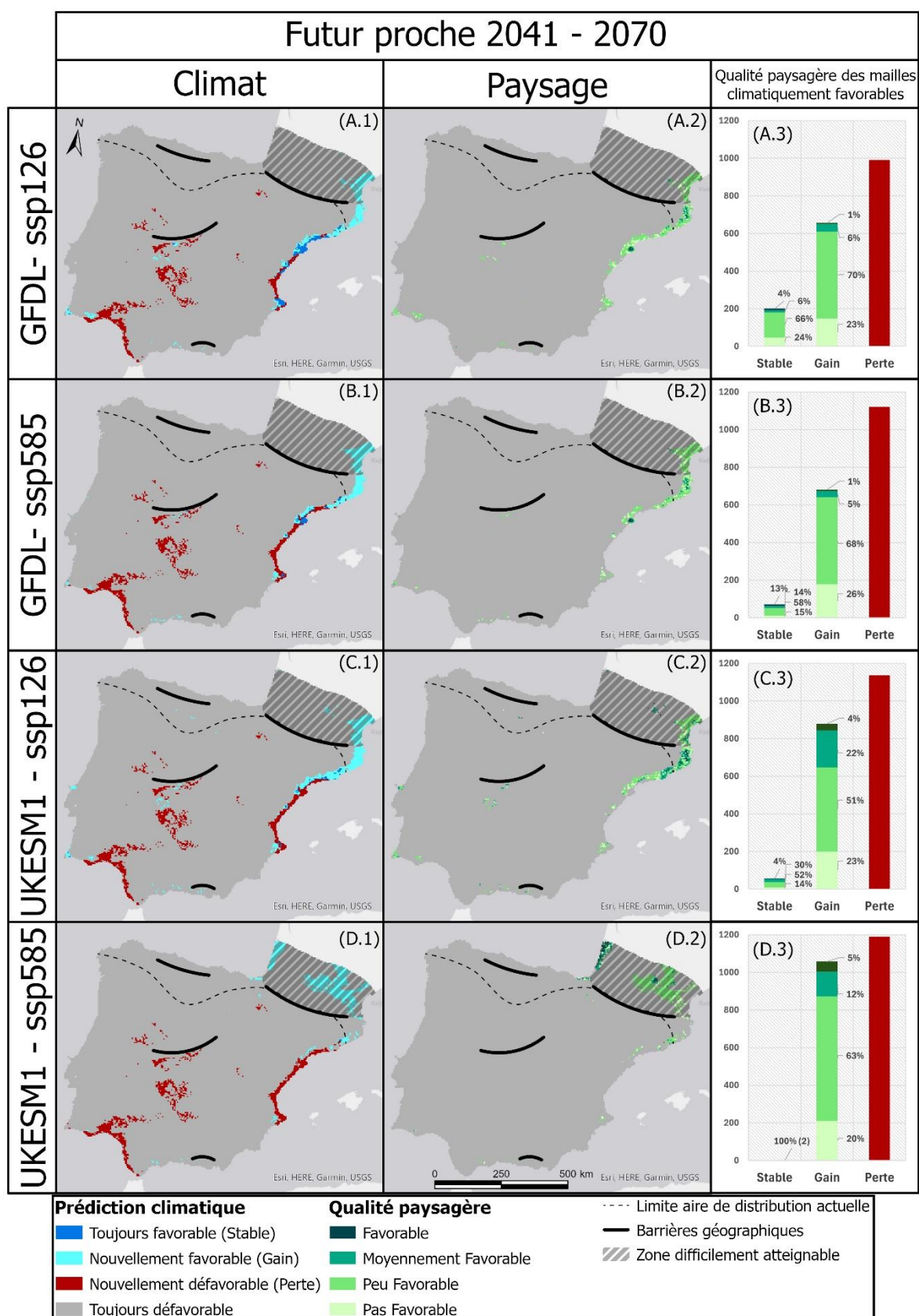


Figure 4 : Modélisation des aires climatiquement favorables (X.1), évaluation de la qualité du paysage pour les mailles climatiquement favorables (X.2) et répartition de la qualité paysagère dans les mailles de gain et de perte (X.3) pour le futur proche 2041-2070.

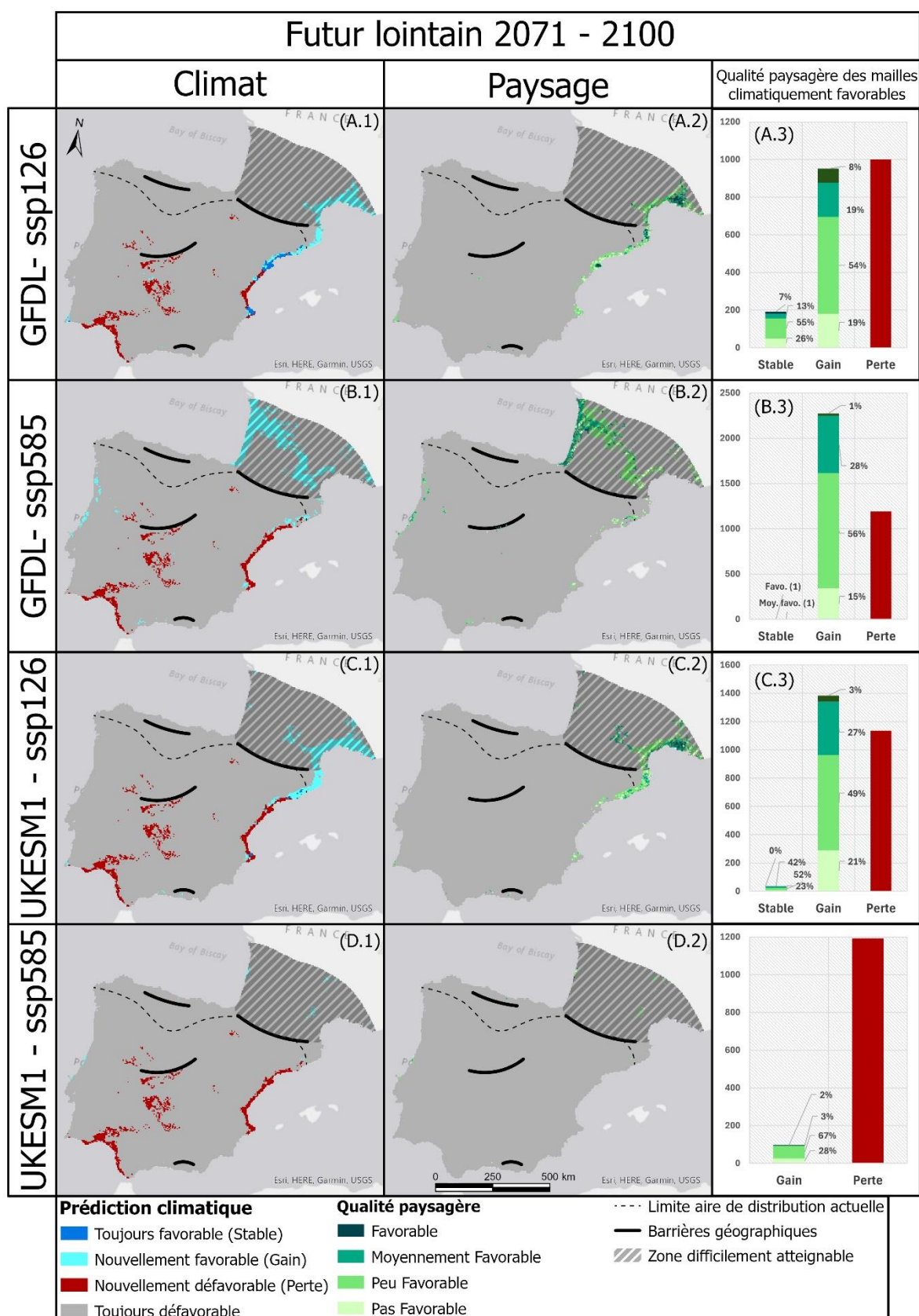


Figure 5 : Modélisation des aires climatiquement favorables (X.1), évaluation de la qualité du paysage pour les mailles climatiquement favorables (X.2) et répartition de la qualité paysagère dans les mailles de gain et de perte (X.3) pour le futur lointain 2071-2100.

Nous remarquons une stabilité dans les prédictions des pertes d'aires climatiquement favorables pour le présent. Pour le futur proche, les pertes varient de 83,13% à 99,83% et pour le futur lointain elles varient de 83,89% à 100%. Le modèle UKESM1 prédit toujours plus de pertes que le modèles GFDL qu'importe la période et le scénario. Le scénario climatique optimiste (ssp126) s'associe toujours à moins de pertes que le scénario climatique pessimiste (ssp585).

Concernant les gains, pour la période 2041-2070 ils sont compris entre 55,03% et 88,59% alors que pour la période 2071-2100 ils sont compris entre 8,14% et 190,69%, les deux valeurs extrêmes de cette période correspondent au ssp585 de UKESM1 et GFDL respectivement. Pour la première période, les prédictions de gain de chaque modèle restent proches qu'importe le scénario : de 55,03% à 57,13% pour GFDL et 73,75% à 88,59% pour UKESM1. De plus, pour le futur proche, UKESM1 prédit toujours plus de gain que GFDL.

Pour le total des prédictions des zones climatiquement favorables, il varie de -91,86% à 90,86%. Les valeurs extrêmes de ces prédictions sont une nouvelle fois les scénarios pessimistes du futur lointain de GFDL et UKESM1. La majorité des modèles donnent un total en diminution, sauf 2 modèles qui prédisent une augmentation des zones favorables : GFDL-ssp585 et UKESM1-ssp126 pour la période 2041-2100.

D'après la figure 4 concernant le futur proche, les modèles prédisent une augmentation des zones favorables sur la côte Est jusque dans le Sud de la France et un maintien de légères zones dans le Sud de l'aire de distribution actuelle. Seul le scénario pessimiste de UKESM1 diffère en perdant la quasi-totalité des zones favorables de l'aire actuelle (99,83%) et prédit des conditions favorables encore plus au Nord allant même jusqu'à la côte Ouest du Sud de la France. La qualité du paysage est classée non favorable pour 23 à 26% des zones favorables des deux scénarios de GFDL et pour le scénario optimiste de UKESM1. UKESM1-ssp126 a un total remarquable de 22% et 4% de mailles avec un paysage respectivement moyennement favorable et favorable, comparé aux autres modèles dont la somme de ces deux classes varie de 6 à 17%.

Le futur lointain (figure 5), conserve cette tendance à s'orienter vers la côte Méditerranéenne de la France pour GFDL-SSP126 et UKESM1-ssp126 bien que ce dernier prédit bien plus de nouvelles zones favorables, 1375 mailles contre 651, et amorce un déplacement vers l'Ouest. Le scénario pessimiste de GFDL est celui qui prédit le plus de nouvelles zones favorables (2273 mailles), toute la côte Atlantique de la futur aire de dispersion se retrouve être climatique favorable avec 28% de mailles avec un paysage moyennement favorable et seulement 15% avec un paysage pas favorable. Ce modèle est également le seul à placer des zones climatiquement favorables sur la côte Ouest du Portugal. UKESM1-ssp585 est le modèle le plus pessimiste sur la présence de zones climatiquement favorable, en effet plus une seule maille favorable dans le présent ne l'est encore et seules 97 mailles sont gagnées sur l'aire de distribution, ces dernières étant dispersées en léger patches en France et sur les côtes du Portugal et de l'Espagne.

4. DISCUSSION

Les résultats de notre étude sur la cistude d'Europe, *Emys orbicularis occidentalis*, mettent en évidence l'importance d'incorporer la variation intraspécifique et la qualité du paysage dans les modèles de niche écologique. Nous confirmons la tendance globale des ectotherme à être très sensible aux changements climatiques (Buckley et al., 2015; Rozen-Rechels, Dupoué, Meylan, et al., 2019). Nos modèles prédisent pour la majorité des nouvelles zones climatiquement favorables dans le Sud de la France, autrement dit au Nord de l'aire de distribution actuelle, ce qui est en accord avec le constat de déplacement de l'aire de distribution des espèces vers les pôles en réponse au changement climatique (I.-C. Chen et al., 2011).

Bien que nous prenons en compte la capacité de dispersion de l'espèce, ce qui améliore la précision de nos prédictions (Araújo & New, 2007), cette dernière reste théorique et nous ne prenons pas en compte, lors de la création des aires de distribution future, l'effet des barrières géographique ou de la présence d'habitat favorable lors d'un tel déplacement. Les massifs montagneux sont un véritable frein pour les cistudes qui n'ont pas une assez bonne capacité à escalader (Golubović et al., 2024).

Notre modèle d'ensemble créé n'utilise que 4 algorithmes sur 7 avec une sur-représentation de 2 d'entre eux : RF (52%) et GBM (35%). Plusieurs options peuvent expliquer cela : les métriques d'évaluation sont peut-être trop élevées pour les autres modèles ou alors la fonction « *bm_tuning* » qui optimise les paramètres des algorithmes est plus performante sur les 2 algorithmes prédominants. Ceci peut donc expliquer la modélisation de l'aire climatiquement favorable distribution actuelle (figure 1) qui omet une certaine partie de nos points d'occurrence présent dans le Nord et l'Est de cette dernière.

Concernant nos variables prédictives, la prédominance des variables bioclimatiques liées à la température est confirmée par une étude de la distribution future d'*E. orbiculairs* au niveau de l'espèce (Nekrasova et al., 2021). On observe pour *E. trinacris* (anciennement considéré comme une sous-espèces d'*E. orbicularis*) des variables prédictives très différentes, principalement représentées par des variables bioclimatiques liées aux précipitations (Iannella et al., 2018), mettant un accent sur les différences locales de 2 espèces génétiquement proches.

5. CONCLUSION

Nous avons démontré que l'inclusion de la qualité paysagère modifie considérablement les zones favorables futures pour *Emys orbicularis occidentalis* et que l'approche intraspécifique est essentielle pour obtenir des projections plus précises. Nos résultats montrent une tendance générale à la diminution des aires climatiquement favorables, particulièrement sous les scénarios climatiques pessimistes (ssp585). Toutefois, des gains significatifs de nouvelles zones favorables sont également prédits dans certaines régions, notamment le long des côtes françaises. Cette redistribution géographique pourrait avoir des implications importantes pour la conservation de l'espèce car ces zones restent difficilement atteignables. Enfin, il serait intéressant de comparer nos résultats à ceux d'autres sous-espèces d'*Emys orbicularis* afin de mettre en évidence cette différence d'adaptation au niveau des lignées. De plus la prise en compte d'éventuelles prédatons et compétitions peut être pertinent pour des prédictions de présences toujours plus précises.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin : An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Araújo, M. B., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1677-1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Beau, F. (2019). *Écologie de la Cistude d'Europe Emys orbicularis en Brenne : Histoire de vie des nouveau-nés et influence des modes de gestion sur les populations*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35153.48485>
- Bestion, E., Clobert, J., & Cote, J. (2015). Dispersal response to climate change : Scaling down to intraspecific variation. *Ecology Letters*, 18(11), 1226-1233. <https://doi.org/10.1111/ele.12502>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Buckley, L. B., Ehrenberger, J. C., & Angilletta Jr, M. J. (2015). Thermoregulatory behaviour limits local adaptation of thermal niches and confers sensitivity to climate change. *Functional Ecology*, 29(8), 1038-1047. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12406>
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science (New York, N.Y.)*, 333(6045), 1024-1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Chen, T., & Guestrin, C. (2016). XGBoost : A Scalable Tree Boosting System. *Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining*, 785-794. <https://doi.org/10.1145/2939672.2939785>
- CLC+Backbone 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly, Feb. 2023. (s. d.). EEA geospatial data catalogue. Consulté 28 juillet 2024, à l'adresse <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/copernicus/api/records/cd534ebf-f553-42f0-9ac1-62c1dc36d32c>
- Dunne, J. P., Horowitz, L. W., Adcroft, A. J., Ginoux, P., Held, I. M., John, J. G., Krasting, J. P., Malyshev, S., Naik, V., Paulot, F., Shevliakova, E., Stock, C. A., Zadeh, N., Balaji, V., Blanton, C., Dunne, K. A., Dupuis, C., Durachta, J., Dussin, R., ... Zhao, M. (2020). The GFDL Earth System Model Version 4.1 (GFDL-ESM 4.1) : Overall Coupled Model Description and Simulation Characteristics. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 12(11), e2019MS002015. <https://doi.org/10.1029/2019MS002015>
- EU-Hydro River Network Database 2006-2012 (vector), Europe—Version 1.3, Nov. 2020. (s. d.). EEA geospatial data catalogue. Consulté 28 juillet 2024, à l'adresse <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/copernicus/api/records/393359a7-7ebd-4a52-80ac-1a18d5f3db9c>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2 : New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

- Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation : A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics*, 29(5), 1189-1232. <https://doi.org/10.1214/aos/1013203451>
- Fritz, U., Ayaz, D., Hundsdörfer, A. K., Kotenko, T., Guicking, D., Wink, M., Tok, C. V., Çiçek, K., & Buschbom, J. (2009). Mitochondrial diversity of European pond turtles (*Emys orbicularis*) in Anatolia and the Ponto-Caspian Region : Multiple old refuges, hotspot of extant diversification and critically endangered endemics. *Organisms Diversity & Evolution*, 9(2), 100-114. <https://doi.org/10.1016/j.ode.2009.02.002>
- Fuentes, T., & Olivier, A. (2016). *Movement records of the European pond turtle (Emys orbicularis) in the Camargue (Southern France)*.
- Garcia, R. A., Burgess, N. D., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2012). Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Global Change Biology*, 18(4), 1253-1269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02605.x>
- Gherbi, N., Tiar-Saadi, M., Bouchecker, A., Široký, P., Mezghiche, C., Draïdi, K., Bouslama, Z., & Tiar, G. (2023). Distribution and Conservation Status of European Pond Turtles *Emys orbicularis* (L., 1758) in Algeria. *Diversity*, 15(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/d15090993>
- Golubović, A., Arsenijević, S., Maričić, M., & Bjelica, V. (2024). Climbing ability of European pond turtles sharply declines on slopes steeper than 36° : Implications for shoreline management. *Ecological Engineering*, 207, 107346. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107346>
- Hastie, T., & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1(3), 297-310. <https://doi.org/10.1214/ss/1177013604>
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Herrando-Pérez, S., Ferri-Yáñez, F., Monasterio, C., Beukema, W., Gomes, V., Belliure, J., Chown, S. L., Vieites, D. R., & Araújo, M. B. (2019). Intraspecific variation in lizard heat tolerance alters estimates of climate impact. *Journal of Animal Ecology*, 88(2), 247-257. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12914>
- Hewitt, G. (2000). The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405(6789), 907-913. <https://doi.org/10.1038/35016000>
- Iannella, M., Cerasoli, F., D'Alessandro, P., Console, G., & Biondi, M. (2018). Coupling GIS spatial analysis and Ensemble Niche Modelling to investigate climate change-related threats to the Sicilian pond turtle *Emys trinacris*, an endangered species from the Mediterranean. *PeerJ*, 6, e4969. <https://doi.org/10.7717/peerj.4969>
- Jia, K., Ruan, Y., Yang, Y., & Zhang, C. (2019). Assessing the Performance of CMIP5 Global Climate Models for Simulating Future Precipitation Change in the Tibetan Plateau. *Water*, 11(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/w11091771>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Kass, J. M., Muscarella, R., Galante, P. J., Bohl, C. L., Pinilla-Buitrago, G. E., Boria, R. A., Soley-Guardia, M., & Anderson, R. P. (2021). ENMeval 2.0 : Redesigned for customizable and

- reproducible modeling of species' niches and distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(9), 1602-1608. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13628>
- Keil, P., Storch, D., & Jetz, W. (2015). On the decline of biodiversity due to area loss. *Nature Communications*, 6(1), 8837. <https://doi.org/10.1038/ncomms9837>
- Kim, K. C., & Byrne, L. B. (2006). Biodiversity loss and the taxonomic bottleneck : Emerging biodiversity science. *Ecological Research*, 21(6), 794. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0035-7>
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366-1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
- Lenk, P., Fritz, U., Joger, U., & Wink, M. (1999). Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). *Molecular Ecology*, 8(11), 1911-1922. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.1999.00791.x>
- Ljungström, G., Wapstra, E., & Olsson, M. (2015). Sand lizard (*Lacerta agilis*) phenology in a warming world. *BMC Evolutionary Biology*, 15(1), 206. <https://doi.org/10.1186/s12862-015-0476-0>
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276), 1052-1055. <https://doi.org/10.1038/nature08649>
- Müller, M. (2004). *Generalized Linear Models*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-21551-3_24
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2), 191-203.
- Nekrasova, O., Marushchak, O., Pupins, M., Skute, A., Tytar, V., & Čeirāns, A. (2021). Distribution and Potential Limiting Factors of the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) in Eastern Europe. *Diversity*, 13(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/d13070280>
- Nekrasova, O., Yanish, Y., Tytar, V., & Pupins, M. (2019). GIS-modeling of the Range Shifts of the Sub-fossil and Extant European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) in Eastern Europe in Holocene. *Diversity*, 11(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/d11080121>
- Nowakowski, A. J., Watling, J. I., Thompson, M. E., Brusch IV, G. A., Catenazzi, A., Whitfield, S. M., Kurz, D. J., Suárez-Mayorga, Á., Aponte-Gutiérrez, A., Donnelly, M. A., & Todd, B. D. (2018). Thermal biology mediates responses of amphibians and reptiles to habitat modification. *Ecology Letters*, 21(3), 345-355. <https://doi.org/10.1111/ele.12901>
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., & Solecki, W. (2017). The roads ahead : Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169-180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>
- Paaijmans, K. P., Heinig, R. L., Seliga, R. A., Blanford, J. I., Blanford, S., Murdock, C. C., & Thomas, M. B. (2013). Temperature variation makes ectotherms more sensitive to climate change. *Global Change Biology*, 19(8), 2373-2380. <https://doi.org/10.1111/gcb.12240>

Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37(Volume 37, 2006), 637-669.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>

Pedall, I., Fritz, U., Stuckas, H., Valdeón, A., & Wink, M. (2011). Gene flow across secondary contact zones of the *Emys orbicularis* complex in the Western Mediterranean and evidence for extinction and re-introduction of pond turtles on Corsica and Sardinia (Testudines : Emydidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 49(1), 44-57.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2010.00572.x>

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231-259.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Pöschel, J., Heltai, B., Graciá, E., Quintana, M. F., Velo-Antón, G., Arribas, O., Valdeón, A., Wink, M., Fritz, U., & Vamberger, M. (2018). Complex hybridization patterns in European pond turtles (*Emys orbicularis*) in the Pyrenean Region. *Scientific Reports*, 8(1), 15925.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-34178-0>

Prusak, B., Najbar, B., Mitrus, S., Górecki, G., Rogalla-Ładniak, U., Grzybowski, G., Hryniewicz, A., Wróblewski, R., Bochen, R., & Grzybowski, T. (2011). Distribution of mitochondrial haplotypes (cytb) in Polish populations of *Emys orbicularis* (L., 1758). *Biologia*, 66, 893-898.
<https://doi.org/10.2478/s11756-011-0088-0>

Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications : An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153-168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>

Rozen-Rechels, D., Dupoué, A., Lourdais, O., Chamaillé-Jammes, S., Meylan, S., Clobert, J., & Le Galliard, J.-F. (2019). When water interacts with temperature : Ecological and evolutionary implications of thermo-hydreregulation in terrestrial ectotherms. *Ecology and Evolution*, 9(17), 10029-10043. <https://doi.org/10.1002/ece3.5440>

Rozen-Rechels, D., Dupoué, A., Meylan, S., Qitout, K., Decencièrre, B., Agostini, S., & Le Galliard, J.-F. (2019). Acclimation to Water Restriction Implies Different Paces for Behavioral and Physiological Responses in a Lizard Species. *Physiological and Biochemical Zoology*, 93.
<https://doi.org/10.1086/707409>

Sellar, A. A., Jones, C. G., Mulcahy, J. P., Tang, Y., Yool, A., Wiltshire, A., O'Connor, F. M., Stringer, M., Hill, R., Palmieri, J., Woodward, S., de Mora, L., Kuhlbrodt, T., Rumbold, S. T., Kelley, D. I., Ellis, R., Johnson, C. E., Walton, J., Abraham, N. L., ... Zerroukat, M. (2019). UKESM1 : Description and Evaluation of the U.K. Earth System Model. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 11(12), 4513-4558. <https://doi.org/10.1029/2019MS001739>

Sommer, R. S., Persson, A., Wieseke, N., & Fritz, U. (2007). Holocene recolonization and extinction of the pond turtle, *Emys orbicularis* (L., 1758), in Europe. *Quaternary Science Reviews*, 26(25), 3099-3107. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2007.07.009>

Stralberg, D., Matsuoka, S. M., Hamann, A., Bayne, E. M., Sólymos, P., Schmiegelow, F. K. A., Wang, X., Cumming, S. G., & Song, S. J. (2015). Projecting boreal bird responses to climate

change : The signal exceeds the noise. *Ecological Applications*, 25(1), 52-69.
<https://doi.org/10.1890/13-2289.1>

Temple, H. J., & Cox, N. (2009). *European Red List of reptiles*. IUCN.
<https://portals.iucn.org/library/node/9341>

Thuiller, W., Georges, D., Gueguen, M., Engler, R., Breiner, F., Lafourcade, B., Patin, R., & Blancheteau, H. (2024). *biomod2 : Ensemble Platform for Species Distribution Modeling* (Version 4.2-5-2) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/biomod2/index.html>

Travis, J. M. J., Delgado, M., Bocedi, G., Baguette, M., Bartoń, K., Bonte, D., Boulangeat, I., Hodgson, J. A., Kubisch, A., Penteriani, V., Saastamoinen, M., Stevens, V. M., & Bullock, J. M. (2013). Dispersal and species' responses to climate change. *Oikos*, 122(11), 1532-1540.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00399.x>

Trochet, A., Dupoué, A., Souchet, J., Bertrand, R., Deluen, M., Murarasu, S., Calvez, O., Martinez-Silvestre, A., Verdaguer-Foz, I., Darnet, E., Chevalier, H. L., Mossoll-Torres, M., Guillaume, O., & Aubret, F. (2018). Variation of preferred body temperatures along an altitudinal gradient : A multi-species study. *Journal of Thermal Biology*, 77, 38-44.
<https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2018.08.002>

Urban, M. C., Bocedi, G., Hendry, A. P., Mihoub, J.-B., Pe'er, G., Singer, A., Bridle, J. R., Crozier, L. G., De Meester, L., Godsoe, W., Gonzalez, A., Hellmann, J. J., Holt, R. D., Huth, A., Johst, K., Krug, C. B., Leadley, P. W., Palmer, S. C. F., Pantel, J. H., ... Travis, J. M. J. (2016). Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science (New York, N.Y.)*, 353(6304), aad8466.
<https://doi.org/10.1126/science.aad8466>

Valladares, F., Matesanz, S., Guilhaumon, F., Araújo, M., Balaguer, L., Benito-Garzon, M., Cornwell, W., Gianoli, E., van Kleunen, M., Naya, D., Nicotra, A., Poorter, H., & Zavala, M. (2014). The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology Letters*, 17. <https://doi.org/10.1111/ele.12348>

Vamberger, M., Stuckas, H., Sacco, F., D'Angelo, S., Arculeo, M., Cheylan, M., Corti, C., Lo Valvo, M., Marrone, F., Wink, M., & Fritz, U. (2015). Differences in gene flow in a twofold secondary contact zone of pond turtles in southern Italy (Testudines : Emydidae: Emys orbicularis galloitalica, E. o. hellenica, E. trinacris). *Zoologica Scripta*, 44(3), 233-249.
<https://doi.org/10.1111/zsc.12102>

Velo-Antón, G., Wink, M., Schneeweiß, N., & Fritz, U. (2011). Native or not? Tracing the origin of wild-caught and captive freshwater turtles in a threatened and widely distributed species (Emys orbicularis). *Conservation Genetics*, 12, 583-588. <https://doi.org/10.1007/s10592-010-0141-5>

Zeisset, I., & Beebee, T. J. C. (2008). Amphibian phylogeography : A model for understanding historical aspects of species distributions. *Heredity*, 101(2), 109-119.
<https://doi.org/10.1038/hdy.2008.30>

7. ANNEXES

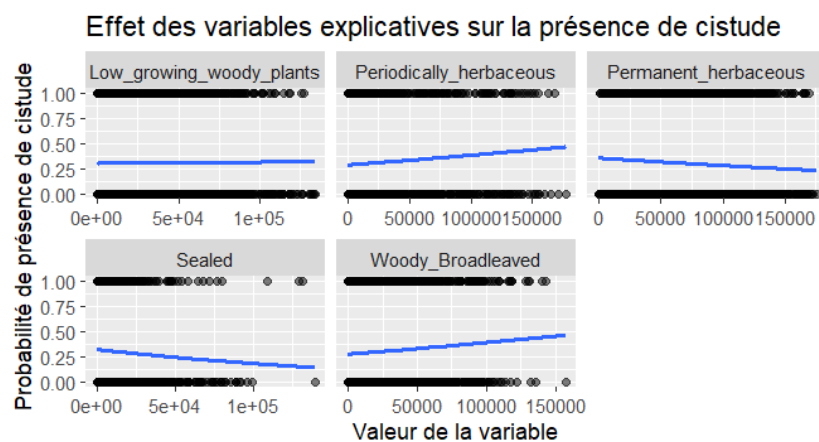
Annexe 1

BIO1	Température moyenne annuelle de l'air
BIO3	Isothermie
BIO5	Température de l'air maximale journalière moyenne du mois le plus chaud
BIO6	Température de l'air minimale journalière moyenne du mois le plus froid
BIO9	Température de l'air moyenne journalière du trimestre le plus sec
BIO12	Précipitations annuelles
BIO15	Saisonnalité des précipitations
BIO17	Précipitations mensuelles moyennes du trimestre le plus sec

Annexe 2

Variable	VIF
Radiation moyenne (février à mai)	1.940194
BIO1	2.724495
BIO3	1.788698
BIO5	1.996317
BIO9	1.822955
BIO12	1.213238

Annexe 3





POLYTECH[®]
TOURS

35 ALLÉE FERDINAND DE LESSEPS
37200 TOURS



Dorian Rumeau

2023-2024

Titre : Modélisation des habitats favorables pour la Cistude

Résumé :

Cette étude explore les impacts du changement climatique sur la répartition de la Cistude d'Europe, en se concentrant sur la sous-espèce *Emys orbicularis occidentalis*. En utilisant des modèles de niche écologique, nous intégrons la capacité de dispersion et les préférences bioclimatiques. L'objectif est de montrer l'importance de considérer les variations intraspécifiques et la qualité paysagère pour obtenir des prédictions plus précises des déplacements des espèces. Les résultats indiquent une tendance générale à un déplacement vers le nord. Certains scénarios prédisent un éclatement des aires favorables avec une présence nouvelles sur les côtes françaises.

Mots Clés : *Emys orbicularis*, modèle de niche écologique, distribution, paysage, changement climatique

Citeres - UMR 7324

UMR 7324 - CITERES, MSH Val de Loire 33-35 allée Ferdinand de Lesseps, 37200 TOURS

Tuteur entreprise :

Robin Furet (doctorant)

Tuteur académique :

Francis Isselin