MODELISATION DES HABITATS FAVORABLES AU TRITON CRETE (TRITURUS CRISTATUS) ET AU TRITON MARBRE (TRITURUS MARMORATUS) EN PAYS DE LA LOIRE

MEMOIRE – MASTER 2 – 2017-2018

Dynamique des écosystèmes aquatiques

"Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil"

MATHIEU FINKLER

MAITRE DE STAGE : CLEMENTINE PREAU

Résumé

Les changements climatiques et l'occupation du sol ont des effets importants sur la biodiversité et pour cause, ils peuvent faire varier la distribution de nombreuses espèces. Dans cette étude, la distribution potentielle de *Triturus cristatus* et de *Triturus marmoratus* en Pays de la Loire a été évaluée par l'intermédiaire de leur niche écologique et de modèles de distribution d'espèces. Les changements d'occupation du sol ont été réalisés par le logiciel CLUE, les scénarios climatiques correspondent, quant à eux, aux scénarios le plus pessimiste (RCP 8.5) et le plus optimiste (RCP 2.6) du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat). La simulation de la niche écologique actuelle a été estimée à l'aide des variables environnementales et permet une projection dans les environnements futurs. Enfin, l'effet de la surface en aire protégée sur la distribution des espèces a été analysé. Les résultats de cette étude montrent une importance plus grande des variables climatiques, c'est pourquoi la variation des surfaces d'aires protégées n'influe quasiment pas sur la distribution future des espèces. Finalement, il apparait qu'en 2050 *T. cristatus* et *T. marmoratus* ne disposeraient plus ou quasiment plus d'habitats favorables en Pays de la Loire.

Mots-clés : Amphibiens, Pays de la Loire, modèle de distribution d'espèce, changement climatique, changement d'usage des sols, espaces protégés

Abstract

Climate change and land-use have important effects on biodiversity. Indeed, they can affect distribution of many species. In this study, the potential distribution of *Triturus cristatus* and *Triturus marmoratus* in Pays de la Loire was achieved through their ecological niche and species distribution models. Land-use changes were carried out by the CLUE software, climate scenarios are the most pessimist (RCP 8.5) and the most optimist (RCP 2.6) of the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Simulation of the current ecological niche has been estimated with environmental variables and allows projection into future environments. At last, the effect of protected area surface was analysed. Results of this study show a greater importance of climatic variables, which is why the variation of the protected area doesn't affect the future distribution of the species. It finally appeard that *T. cristatus* and *T. marmoratus* will have no more or almost no more habitat in the Pays de la Loire anymore in 2050.

Keywords : Amphibians, Pays de la Loire, species distribution model, climate change, land-use change, protected area

Resumen

El cambio climático y el uso de la tierra tienen efectos importantes sobre la biodiversidad y, por buenas razones, pueden variar la distribución de muchas especies. En este estudio, la distribución potencial de *Triturus cristatus* y *Triturus marmoratus* en el Pays de la Loire se evaluó a través de su nicho ecológico y modelos de distribución de especies. Los cambios en la cobertura del suelo fueron llevados a cabo por el software CLUE, mientras que los escenarios climáticos corresponden a los escenarios más pesimistas (RCP 8.5) y más optimistas (RCP 2.6) del IPCC (Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático). Cambio climático). La simulación del nicho ecológico actual se ha estimado utilizando variables ambientales y permite la proyección en entornos futuros. Finalmente, se analizó el efecto de la superficie del área protegida sobre la distribución de las especies. Los resultados de este estudio muestran una mayor importancia de las variables climáticas, por lo que la variación en áreas de áreas protegidas tiene poco impacto en la distribución futura de las especies. Finalmente, parece que en 2050 *T. cristatus* y *T. marmoratus* tendrán un hábitat más o menos favorable en Pays de la Loire.

Palabras clave : Anfibios, Pays de la Loire, modelo de distribución de especies, cambio climático, cambio de uso de la tierra, áreas protegidas

Remerciements

Mon stage faisant partie intégrante de la thèse de Clémentine Préau, je tiens tout d'abord, à remercier tous les acteurs qui participent à cette thèse :

Je tiens ensuite à remercier toutes les associations qui ont fourni les données afin que je puisse travailler dessus :

Je voudrais également remercier GEREPI et son conservateur Kévin Lelarge pour avoir accepté de m'accueillir au sein de leur association.

Mes remerciements vont aussi tout particulièrement à Clémentine Préau, mon maître de stage sans qui rien n'aurait été possible. Merci pour m'avoir sélectionné pour ce stage, conseillé et permis de travailler dans les meilleures conditions. Je tiens à remercier toute l'équipe pour leur joie de vivre et leur bonne humeur qui ne peut que donner envie de travailler avec eux.

Merci à Yann Sellier, chargé d'études faune, flore, fonge et habitats naturels pour le partage de toutes ses connaissances et pour m'avoir fourni des contacts pour la suite de mes projets.

Je remercie aussi Valentine Dupont, chargée d'étude et d'animation et Justine Leauté, volontaire en service civique pour m'avoir aidé notamment dans l'utilisation de Qgis.

Enfin je voudrais remercier les membres du CPIE pour leur soutien moral et plus particulièrement Clémence Monéger pour son aide et son soutien sans faille pendant et après le travail.

Enfin, je voudrais finalement remercier l'université de Pau et des Pays de l'Adour qui m'a permis de réaliser ce stage très enrichissant de six mois.

Table des matières

I. Introduction 6
II. Matériels et méthodes 8
A. Zone d'étude 8
B. Données 10
C. Choix du modèle biologique 10
D. Variables environnementales 11
E. Analyses des données 12
1. Modèle avec variation d'occupation du sol (VOS) 12
2. Modèle avec importance des variables (IMP) 17
3. Analyse des niches écologiques 19
III. Résultats 20
A. Modèle VOS 20
1. Tendance des changements d'occupation du sol 20
2. Modélisation des habitats actuels 21
3. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements d'occupation du sol 23
4. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements climatiques 24
5. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements d'occupations des sols et climatiques 25
6. Effet des aires protégées 26
B. Modèle IMP 28
1. Modélisation des habitats actuels 28
2. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements climatiques 30
C. Détermination de la niche écologique des espèces 30
IV. Discussion 32
A. Effet des changements d'occupation du sol et des changements climatiques sur les habitats des amphibiens 32
B. Effets des aires protégées sur les amphibiens 35
C. Limites de l'étude et des modèles 36
V. Conclusion 39
VI. Bibliographie : 41
VII. Webographie 50
VIII. Annexes 51

I. Introduction

Les amphibiens font partie des taxons les plus menacés de la planète (Ficetola *et al.*, 2015), l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) a classé plus de 40 % des espèces comme menacées d'extinction dans le monde (IUCN Red List of Threatened Species, 2018).

De nombreux facteurs permettent d'expliquer ce déclin. La perte de leurs habitats Cushman, 2006), les changements climatiques (Carey & Alexander, 2003 ; Collins & Storfer, 2003), les maladies, particulièrement la chytridiomycose (Rosa *et al*., 2013 ; Skerratt *et al*., 2007) et le ranavirus (Price *et al*., 2014), les pollutions (Snodgrass *et al*., 2008) et pesticides (Relyea, 2003 ; Relyea et al., 2005), l'augmentation de l'exposition aux UV (ultraviolets) (Kiesecker *et al*., 2001) ou encore la présence de poissons (Smith *et al*., 1999) ou d'espèces invasives (Riley *et al*., 2005).

Cette étude s'intéressera particulièrement à la perte de leur habitat et au changement climatique. Ce dernier peut augmenter l'intensité et la longévité de la période sèche qui peut entrainer un assèchement des mares plus précoce et la mort des œufs et des têtards (Walls *et al*., 2013). Le réchauffement climatique participe à la diminution des précipitations ce qui augmente aussi la mortalité des oeufs et des larves et peut diminuer le nombre d'œufs pondu sur une année (Carey & Alexander, 2003). L'étude s'est déroulée dans la région des Pays de la Loire qui possède la plus grande surface de terres agricoles de France (Atlas régional de l'occupation du sol en France, 2016). Elle est, par conséquent, particulièrement impactée par l'évolution des techniques agricoles, les changements dans l'occupation du sol (Gatien *et al*., 2011 ; Gatien-Tournat, 2013) et dans l'utilisation de parcelles de plus en plus larges (Arntzen *et al*., 2017). Ces facteurs entrainent la perte des habitats des amphibiens, ce qui diminue leur possibilité de dispersion et augmente leur mortalité (Arntzen *et al*., 2017; Trochet *et al*., 2014 ; Heatwole & Wilkinson, 2013). Ces facteurs ont d'ailleurs engendré une diminution du triton crêté dans le département du Pas-de-Calais (Arntzen *et al*., 2017). L'urbanisation est également responsable de fragmentation du paysage (Gagné & Fahrig, 2007). Or, les Pays de la Loire présentent un fort taux d'urbanisme (DREAL Pays de la Loire, 2015). De ce fait, cela participe à la diminution des effectifs de triton marbré dans la région (Schoorl & Zuiderwijk, 1980 ; Meek, 2012). Il a par ailleurs été montré que l'urbanisation augmente la mortalité des amphibiens de manière significative (Hartel *et al*., 2010) par l'intermédiaire des routes (Eigenbrod *et al*., 2009), de la pollution ou du stress (Fahrig & Rytwinski, 2009) par exemple.

L'utilisation de modèle de distribution d'espèces (SDM) permet d'étudier l'impact du réchauffement climatique et des changements d'utilisation des sols sur la distribution des espèces en identifiant la niche écologique des espèces (Diniz-Filho *et al*., 2009). Une niche écologique correspond en fait aux conditions écologiques dont une espèce a besoin pour maintenir sa population dans une région donnée (Peterson *et al*., 2011). Par la suite, cela sert pour modéliser les habitats favorables des espèces (Segurado & Araújo, 2004) au moment présent et de les projeter dans les environnements futurs selon différents scénarios. De nombreuses études existent sur l'utilisation de ces modèles, le cas des amphibiens a, d'ailleurs, déjà pu être étudié. Medina *et al*., (2016) s'étaient intéressés à la distribution de certaines espèces à l'échelle de l'Amérique du Sud et ont noté une forte diminution de *leptodactylus* due à l'expansion de l'agriculture. De manière plus locale, Trumbo *et al*., (2011) ont étudié la distribution d'amphibiens dans l'est du Missouri et en soulignent l'importance des facteurs climatiques sur la diminution des amphibiens. Ces facteurs ont aussi été mis en cause par Loyola *et al*., (2014) dans la contraction à hauteur de 85 % de l'aire de répartition des amphibiens de la forêt Atlantique au Brésil. Au niveau de l'Europe, des études existent également, Dolgener *et al*., (2014) ont étudié la répartition du sonneur à ventre de feu et ont montré, à l'inverse, une augmentation des habitats favorables avec le réchauffement climatique dans la région de Brandebourg en Allemagne. L'étude des deux facteurs combinés est cependant beaucoup plus rare dans la littérature (Titeux *et al*., 2016). En France, Préau *et al*., (2018) ont étudié l'évolution de 4 espèces dans la région Nouvelle-Aquitaine et ont mis en évidence que trois de ces espèces présenteront une perte de leurs habitats et un déplacement des aires de répartition futures avec les changements climatiques et les changements d'occupation du sol dont le triton crêté. Une seule espèce connaîtrait une augmentation de la surface de ses habitats.

En réponse aux changements climatiques et aux changement d'occupation du sol, les aires de répartition des espèces sont susceptibles d'être modifiées (Parmesan, 2006 ; Bertrand *et al*., 2011). En outre, les aires protégées actuelles (réserves naturelles, parcs nationaux…) sont statiques alors que l'environnement change et l'aire de répartition de nombreuses espèces peuvent être modifié (Hannah, 2008). Il est donc utile dans ces modèles d'ajouter des scénarios concernant ces aires. Des exemples existent pour mettre en évidence l'importance d'utiliser ces aires protégées dans les SDM. Medina *et al*., (2016) ont montré que les amphibiens du genre *Leptodactylus* ne trouveraient plus que 5 % de leurs habitats dans des aires protégées. Au contraire, Chen *et al*., (2017) ont montré que les aires protégées chinoises actuelles étaient propices au maintien des amphibiens dans le futur. De même pour Loyola *et al*., (2014) qui montre une expansion de la grenouille taureau dans les aires protégées de la côte Atlantique du

Brésil qui affectera négativement les espèces natives. De plus, selon Nori *et al*., (2015), les amphibiens sont parmi les vertébrés les moins représentés dans les aires protégées.
Les SDM vont donc permettre, d'anticiper les modifications d'aire de répartition, de cibler des zones de conservation ou de gestion, d'identifier des habitats à restaurer pour une meilleure conservation (Dolgener *et al*., 2014). Ces résultats peuvent aussi être pris en compte dans des documents d'urbanisme (SCOT, PLU).

Le but de cette étude est de modéliser, à l'aide des données naturalistes, des données du climat et d'occupation du sol disponibles, les habitats favorables au triton marbré (*Triturus marmoratus*) et au triton crêté (*Triturus cristatus*) dans les Pays de la Loire. Ce travail vise également à déterminer les variables structurant la distribution de ces espèces afin d'orienter les prospections pour la réalisation d'un atlas sur la région. La projection des modèles à l'horizon 2050 permettra de déterminer l'évolution des habitats des deux espèces dans la région. Selon Préau *et al*., 2018, l'aire de répartition de nombreux amphibiens, dont le triton crêté connaitrait une très forte diminution en Nouvelle-Aquitaine. Il est donc tangible de penser que cette diminution devrait se manifester aussi dans les Pays de la Loire, adjacents à la Nouvelle-Aquitaine. Le triton marbré en large chute d'effectif en Pays de la Loire depuis de nombreuses années pourrait aussi souffrir du phénomène (Schoorl & Zuiderwijk, 1980). D'autant plus qu'un déplacement de son aire de répartition a déjà pu être observé dans la région par Arntzen & Wallis, (1991). Ces modèles seront testés selon différents scénarios d'aires protégés. L'idée de ces différents scénarios est de voir si en augmentant la surface d'aire protégée, donc en diminuant les changements d'occupation du sol, il est possible d'augmenter la surface d'habitats favorables ou de limiter la perte de ceux-ci. L'hypothèse étant qu'en augmentant les surfaces d'aires protégées, donc en limitant les changements d'occupation du sol, plus d'habitats favorables pourraient se maintenir (Nori *et al*., 2015). Cela permettrait aussi de déterminer des zones prioritaires qui, si elles sont protégées, pourront demeurer ou devenir des habitats favorables aux espèces.

II. Matériels et méthodes

A. Zone d'étude

L'étude se déroule sur la totalité de la région des Pays de la Loire. C'est une région composée de 5 départements : la Loire-Atlantique, le Maine-et-Loire, la Mayenne, la Sarthe et la Vendée. La région couvre une grande variété de milieux et donc de climats puisqu'elle

comprend une partie littorale en Vendée et en Loire-Atlantique, et des parties plus continentales. Cette région tient son nom de la Loire, plus long fleuve de France, qui la traverse et est caractérisée par un relief plutôt plat puisque l'altitude moyenne est de 78 m, le point culminant se situe au Mont des Avaloirs avec 417m (Figure 1).

Il s'agit d'une région agricole où l'élevage domine (Dossier territorial Pays de la Loire, 2015). Elle est touchée par l'agriculture intensive, par conséquent, le nombre d'exploitation a largement diminué alors que la taille des exploitations restantes a augmenté drastiquement, tendant vers une homogénéisation des pratiques (SRCE, 2015). Cette agriculture intensive simplifie les paysages et dégrade notamment les bocages, avec une forte régression des haies, prairies et mares (SRCE, 2015), correspondant à certains habitats des amphibiens (Gobin, 2013). A cela s'ajoute l'artificialisation des sols et l'augmentation de la population. En effet entre 2006 et 2012 il a été noté une augmentation de 4.3 % des territoires urbanisés au détriment des parcelles agricoles (Atlas régional de l'occupation du sol en France, 2016). Les Pays de la Loire présentent en effet un fort taux d'urbanisation (cinquième région plus peuplée de France). Cette région présente le deuxième plus grand nombre de zones humides en France et très peu de forêts (DREAL Pays de la Loire, 2015).

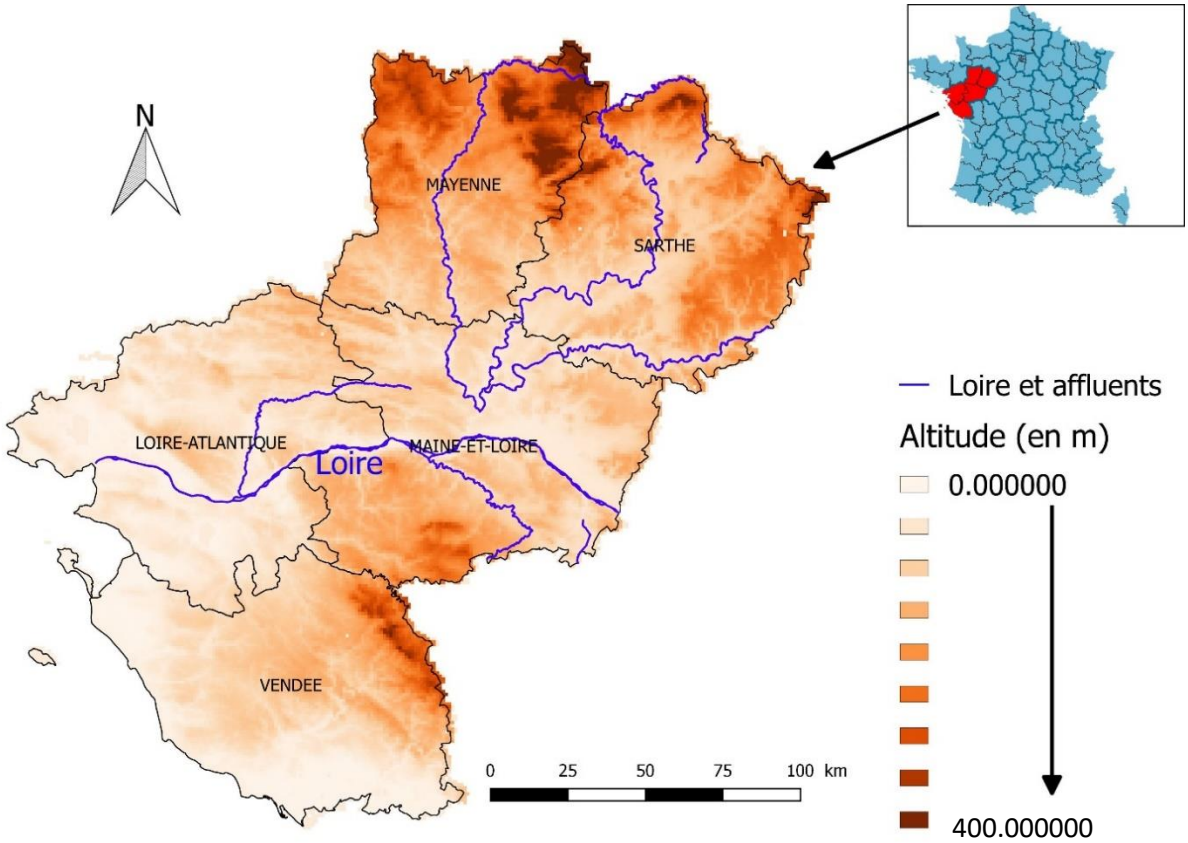


Figure 1 : Localisation et relief des Pays de la Loire à revoir

B. Données

Les données amphibiens de 2010 à 2017 ont été fournies par la Coordination régionale LPO (Ligue pour la Protection des Oiseaux). Il s'agit de données issues de 4 bases de données du réseau LPO (Faune Anjou, Faune Vendée, Faune Loire-Atlantique et Faune-Maine). Ces données sont liées à des suivis, différentes études mais l'essentiel a été collecté par les réseaux de bénévoles de manière « opportuniste ». Ces données comprennent la localisation GPS de tous les points de présence des différentes espèces d'amphibiens des Pays de la Loire.

L'étude se base sur 1 223 points de présence du triton crêté et sur 883 points pour le triton marbré de 2010 à 2017. Les cartes de répartition de ces espèces en Pays de la Loire sont présentées en Annexe 1 et 2 ajoutés à leur aire de répartition (UICN).

C. Choix du modèle biologique

Le triton crêté (*Triturus cristatus)* est une espèce d'intérêt communautaire répertorié dans les annexes II et IV de la Directive Habitat Faune Flore (DHFF), sa conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (ZSC) et il bénéficie d'une protection stricte (Grosselet *et al*., 2011). Le triton crêté est avant tout une espèce des campagnes et des paysages ouverts des plaines et des collines de basse altitude (Thorn, 1968). C'est une espèce qui va favoriser les mares ensoleillées pour la reproduction, les boisements périphériques ont donc un effet plutôt négatif (Jacob & Denoël, 2007) sur l'espèce. De fait, il est très peu commun de trouver le triton crêté en milieu forestier. Pour ceux-ci, leur présence au sein d'une mare est liée au nombre de mares présentes à proximité, la connectivité est donc primordiale (Joly *et al*., 2001).

Le triton marbré, dans un second temps, est une espèce emblématique des Pays de la Loireoù il est en limite nord de son aire de répartition (Annexe 2). Il a aussi la caractéristique d'être une espèce spécialiste au niveau de son habitat. De plus, l'étude de ces deux espèces est directement liée au triton de Blasius, leur hybride. *Triturus marmoratus* est répertorié dans l'annexe IV de la DHFF, pris en compte dans les projets d'aménagements et est citée comme espèce déterminante en Pays de la Loire (Grosselet *et al*., 2011). C'est une espèce spécialiste des paysages bocagers de l'ouest de la France. *A contrario* du triton crêté, la présence de boisements et de haies à proximité des mares est presque nécessaire pour permettre la présence et le maintien des populations. Ils vont préférer les mares ensoleillées qui possèdent une forte richesse en végétation aquatique afin d'y déposer leurs œufs (Duguet & Melki, 2003 ; School

& Zuiderwijk, 1981) Au final, la phase aquatique du triton marbré est assez courte et il semble que l'habitat terrestre soit le plus déterminant dans l'occurrence de l'espèce. Par exemple, les juvéniles sont exclusivement terrestres. Cela pourrait expliquer la préférence de cette espèce pour les forêts et les sites non perturbés (School & Zuiderwijk, 1981).
Bien que ces espèces ne soient qu'en « préoccupation mineure » en Pays de la Loire (Marchadour, 2009), elles sont classées comme quasi-menacées en France (UICN, 2015) et présentent donc un fort enjeu de conservation.

D. Variables environnementales

Les données climatiques étant rapportées au km², toute l'étude a été réalisée à cette échelle au niveau des Pays de la Loire. La région a donc été découpée en une grille de maille de 1 km² (une échelle plus fine ne convenait pas aux logiciels utilisés par la suite). Cette maille a été réalisée à l'aide du logiciel Qgis (version 2.14.19) et toutes les variables ont été calculées selon cette grille.

- Climat

Les variables qui concernent le climat actuel et futur ont été fournies par R. Bertrand (Bertrand *et al*., 2016), téléchargeables sous le site du KNMI climate explorer. Il s'agit de données de température minimale, maximale et de précipitation correspondant aux années exactes d'acquisition des données (2010 à 2016).

- Couverture du sol

Les variables qui concernent les couvertures du sol ont été divisées en deux parties correspondant à deux modèles différents.

Pour le premier modèle (VOS) qui permet la simulation des occupations du sol futur par le logiciel CLUE (Verburg *et al*., 2002). Les variables provenant de la base de données Corine Land Cover (CLC) (géographique, 2015) avec une résolution au kilomètre ont été utilisées. Une reclassification plus générale des variables que celle fournie a été réalisée et 5 classes ont ainsi été obtenues en regroupant les couches CLC : urbanisation, agriculture, prairies, milieux ouverts et forêts. Une dernière couche sur les zones humides a également été ajoutée à ce premier modèle (Annexe 3). Cette couche correspond aux différentes mares répertoriées par la Fédération régionale des chasseurs dans la région couplée à la couche haute résolution des zones

humides (CLC), cette dernière ne disposant que de très peu de données sur les petits points d'eau. Pour toutes les mailles, les distances entre le centre de la maille et les différentes occupations du sol ont été calculées. Chaque maille dispose donc de valeurs des 19 variables climatiques et des distances à chaque type d'occupation du sol.

Un second modèle a été imaginé (IMP) ne prenant en compte que les variables ayant le plus d'importance. Cette fois, 7 variables d'occupation du sol provenant de la base de donnée CESBIO (Inglada, 2016) sont utilisées (vigne, verger, foret de conifère, forêt de feuillus, culture, urbanisation, prairie). L'intérêt de ce jeu de données est qu'il apporte une précision supplémentaire puisqu'il bénéficie d'une échelle plus fine que le CLC (résolution 20m) et également plus récente (2017 contre 2010 pour le CLC). Une variable sur les routes provenant de la BD TOPO a été ajoutée aux variables CESBIO, ainsi que la variable zone humide du premier modèle et, pour finir, une variable regroupant toutes les haies recensées sur la région par l'inventaire forestier national (IFN) (Annexe 4). Chaque maille dispose donc des 19 données climat et des surfaces de chaque couverture de sol présente en son sein.

Lorsque toutes les variables ont été calculées à l'intérieur de chaque maille, chaque couche ainsi créée a ensuite été transformée en raster par le logiciel Qgis afin de pouvoir réaliser les analyses suivantes.

E. Analyses des données

1. Modèle avec variation d'occupation du sol (VOS)

Le logiciel CLUE (Conversion of Land Use and its Effects) modelling framework, utilisé pour le modèle VOS permet de simuler des scénarios de changement d'occupation du sol pour les années à venir. Pour cela, le logiciel a besoin que chaque maille corresponde à une seule occupation de sol, celle qui présente la plus grande surface dans la maille a donc été choisie.

CLUE a besoin, dans un premier temps, d'un scénario d'utilisation des sols. C'est-à-dire que les surfaces totales de chacune des cinq classes CLC pour toutes les années jusqu'à 2050 doivent être déterminées. La tendance d'évolution des surfaces des différentes occupations de sol des années 2000 à 2012 a été déterminée et les valeurs jusqu'à 2050 ont donc été calculées selon cette tendance. Il a été considéré que la surface des zones humides bien qu'en constante

évolution, resterait la même entre 2012 et 2050. En effet, la modification des zones humides parait difficile à modéliser dans cette étude puisque très peu de données sont disponibles, le Corine Land Cover ne prend quasiment pas en compte les mares et les petites surfaces d'eau. De plus, une mare présente en général une petite surface, elle n'apparaitrait donc pas dans la maille puisque celle-ci correspond à l'occupation du sol avec la plus grande surface.

Dans un second temps, ce logiciel offre la possibilité de simuler différents scénarios d'aires protégées. Les aires protégées correspondent à des zones qui ne seront pas affectées par les changements d'occupation du sol futurs. Dans le cas de l'étude, quatre scénarios ont été imaginés sur la base des catégories de protection de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). Ces quatre scénarios comprennent des couches différentes (résumées en annexe 5) qui correspondent à des surfaces d'aires protégées différentes. Le premier, SAP (sans aire protégée), correspond à une surface nulle d'aire protégée sur le territoire. Les scénarios REG (réglementaire), CON (contractuel) et INV (inventaire) présentent des surfaces en aires protégées de plus en plus grande (tableau 1). Les cartes représentant chaque scénario sont également disponibles en Annexe 6, 7, 8 et 9.

Tableau 1 : Description des scénarios d'occupation du sol selon la classification de l'INPN

Scénario	couches utilisées
SAP	pas d'aires protégées
REG	aires de protection réglementaire
CON	aires de protection réglementaire + aire de protection contractuelle + protection par la maitrise foncière
INV	aires de protection réglementaire + aire de protection contractuelle + protection par la maitrise foncière + zones d'inventaires

Par la suite, une matrice de conversion qui permet de définir vers quelle autre occupation du sol, l'occupation du sol actuelle peut être convertie ou pas (0 = qui peut passer d'une classe d'occupation de sol à une autre, 1 = qui ne peut pas) a été mise en place. L'élasticité de ces conversions a ensuite été établie, il s'agit de déterminer la réversibilité d'un changement (0 =

tous les changements sont possibles, > 0 = changement possible, 1 = changement irréversible) (Annexe 10 et 11). Enfin, des régressions sont réalisées sur différents facteurs (annexe 12) afin de déterminer les relations qui existent entre ces facteurs et les occupations du sol étudiées. Cela permet la mise en évidence des habitats favorables. Ces régressions sont calculées via le logiciel R 3.5.1 (R Core Team, 2018) puis rentrées dans CLUE.

Une fois que tous ces dossiers ont été créés, il ne reste plus qu'à mettre en forme le dossier principal et à lancer CLUE pour chaque scénario. Une carte par scénario d'aires protégées est ainsi obtenue pour l'année 2050 présentant les futures occupations du sol.

A l'aide du logiciel R version 3.5.1 et du package « dismo » (Hijmans *et al*., 2017), il est possible de calculer les 19 variables environnementales « bioclim » à partir des données de précipitations, de températures maximales et minimales. Il s'agit de 19 des plus importants paramètres climatiques (résumés en annexe 13) et parmi les plus utilisés pour effectuer les modélisations de distribution des espèces (Rödder *et al*., 2010). La moyenne de chaque variable climatique a été réalisée au sein de toutes les mailles. Pour les projections de climats futurs, de nombreux scénarios existent. Il a été choisi de se baser sur deux scénarios du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) de 2013, le plus optimiste (RCP 2.6) et le plus pessimiste (RCP 8.5) pour avoir une idée de ce qui devrait se passer en 2050 dans la meilleure et dans la pire des éventualités. Les RCP « Representative Concentration Pathways » ou « Profils représentatifs d'évolution de concentration » correspondent au forçage radiatif (changement du bilan radiatif de la terre). Le bilan radiatif représente la différence entre le rayonnement solaire reçu et le rayonnement infrarouge réémis par la planète. Celui-ci est calculé au sommet de la troposphère. Le forçage radiatif correspond finalement à la modification de ce bilan sous divers facteurs dont la concentration en gaz à effet de serre (Direction générale de l'énergie et du climat, 2013).

Les variables climatiques et les variables de distance à chaque type d'occupation du sol actuelles ont été regroupées pour l'analyse. Une analyse de multicolinéarité des variables est ensuite mise en place d'autant plus que les variables climatiques souffrent souvent de ce phénomène (Elith *et al*., 2011). Cette multicolinéarité est détectée par la fonction « VIF » (Variation Inflation Factor) qui détermine s'il existe un lien entre les variables (Dunagan *et al*., 2007). Une variable souffre de multicolinéarité si sa valeur excède 10 (Yoder & Pettigrew-Crosby, 1995). Les variables présentant des valeurs supérieures ont donc été retirées des analyses. Au départ de la modélisation, l'analyse d'autocorrélation des variables a mis en

évidence 11 variables multicorrélées qui ont donc été retirées du modèle. Seules des variables climatiques sont concernées par cette corrélation. De ce fait, les variables « bioclim » 3 représentant l'isothermalité, 5 : la température maximale du mois le plus chaud, 6 : la température minimale du mois le plus froid, 8 : la température moyenne du trimestre le plus humide et 9 du trimestre le plus sec ont été conservées. De même pour les variables de précipitations 13 correspondant aux précipitations du mois le plus humide et 14 du mois le plus sec, puis la variable 18 présentant les précipitations du trimestre le plus chaud qui ont été maintenues (Annexe 13).

Le package « biomod2 » (Thuiller, 2016) a été utilisé pour les modélisations. La première étape est le formatage des données, elle nécessite la mise en place de pseudo-absences. La grande majorité des amphibiens étant cryptique, ils peuvent être difficile à contacter, cela peut mener à des sous-estimations d'espèces (Gu & Swihart, 2004), il est donc presque impossible d'obtenir des vraies absences pour les amphibiens, c'est pourquoi les pseudo-absences sont le plus souvent utilisées lors de ces modélisations (Phillips *et al*., 2009). Le choix a été fait de garder autant de point de pseudo-absence que de point de présence dans les modèles ainsi que de garder le même poids entre présence et pseudo-absence (Barbet-Massin *et al*., 2012). Le choix de réaliser un modèle avec des pseudo-absences limite le biais spatial qui réside dans le fait que certains sites, comme les réserves naturelles par exemple, sont plus susceptibles d'être visités (Phillips *et al*., 2009). La seconde étape est la mise en place du modèle. Celui-ci comprend trois modèles de régression : Generalised Linear Models (GLM), Multiple Adaptive Regression Splines (MARS), generalized additive model (GAM), trois méthodes de classification : Classification Tree Analysis (CTA), Artificial Neural Networks (ANN), Flexible Discriminant Analysis (FDA) et trois méthodes d'apprentissage automatique : Generalised Boosting Model (GBM), Breiman and Cutler's random forest for classification and regression (RF), et Maximum Entropy (MAXENT).

L'algorithme GAM a du être retiré du modèle VOS pour cause d'une difficulté de simulation assez commune avec les modifications d'occupation du sol (Thuiller *et al*., 2004).

Dans un troisième temps, le modèle a été évalué grâce à deux métriques. Le TSS (True Skill Statistic) (Allouche *et al*., 2006) qui correspond à la somme de la sensibilité et de la spécificité moins 1. La sensibilité étant la proportion de présence correctement prédite et la spécificité, la proportion d'absence correctement prédite (Barbet-Massin *et al*., 2012). Pour l'étude, il a été choisi de prendre comme seuil de sélection des algorithmes, celui qui maximise le TSS puisque c'est celui qui produit les prédictions les plus précises (Jiménez-Valverde & Lobo, 2007). Les

modèles présentant un TSS supérieur à 0.6 sont donc considérés comme établissant de « bonnes prédictions », de 0.85 à 0.9 les projections sont considérées comme excellentes et de 0.9 à 1 comme presque parfaites La seconde métrique correspond à l'aire sous courbe (AUC-ROC) Celle-ci informe sur la probabilité que le résultat du test, permette de déterminer les prédictions les plus précises. Une prédiction aléatoire correspond à une valeur d'AUC de 0.5. Plus la valeur se rapproche de 1, plus les prédictions du modèle seront correctes (Dolgener *et al*., 2014). De 0.9 à 1 les prédictions sont alors considérées comme excellentes.

Pour la calibration du modèle, 70 % des données ont été utilisées tandis que les 30 % restantes ont été utilisées pour l'évaluer (Fournier *et al*., 2017). Un modèle d'ensemble est enfin mis en place regroupant les meilleurs modèles. Le paramètre ROC ayant fortement été critiqué pour sa dépendance à certains paramètres, la construction du modèle d'ensemble se basera principalement sur les valeurs du TSS. Tous les modèles présentant un TSS supérieur à 0.6 ont donc été considérés comme représentatifs et ajoutés au modèle d'ensemble (Bellard *et al*., 2016).

Finalement, ce modèle est projeté dans l'espace et dans le temps selon 14 scénarios (tableau 2).

Tableau 2 : Composition des différentes projections climatiques et d'occupation du sols pour les modélisations du modèle VOS

		occupation des sols					climat		
	nom des projections	occupation des sols 2012	occupation des sols 2050 : SAP	occupation des sols 2050 : REG	occupation des sols 2050 : CON	occupation des sols 2050 : INV	climat 2010-2016	climat 2050 (RCP 2.6)	climat 2050 (RCP 8.5)
état actuel	A	X					X		
Changement d'occupation des sols	B1		X				X		
	B2			X			X		
	B3				X		X		
	B4					X	X		
Changement climatique	C1	X						X	
	C2	X							X
Changement d'occupation des sols + changement climatique	D1		X					X	
	D2			X				X	
	D3				X			X	
	D4					X		X	
	D5		X						X
	D6			X					X
	D7				X				X
	D8					X			X

Quatre scénarios qui ne prennent en compte que les changements d'occupation du sol sont mis en place (B1, B2, B3 et B4). Pour ceux-ci, les variables de climat actuelles (moyennes de 2010 à 2016) sont utilisées avec chaque scénario de changement d'occupation du sol.

A l'inverse, deux scénarios où seul le changement climatique est pris en compte (C1 et C2). Les variables d'occupation du sol actuelles (2012) sont couplées avec les variables climatiques futures correspondant aux RCP 2.6 et 8.5.

Les huit derniers scénarios couplent les scénarios futurs du climat et de l'occupation du sol : les scénarios D1 à D4, couplent les scénarios B1 à B4 avec le scénario C1, les scénarios D5 à D8 couplent les scénarios B1 à B4 avec le scénario C2.Ce premier modèle (VOS) a donc l'avantage de déterminer les habitats favorables aux amphibiens en prenant en compte les variations d'occupation du sol puis de les projeter dans le futur sous différents scénarios et permettra donc de prédire l'évolution de ces habitats en 2050.

2. Modèle avec importance des variables (IMP)

Ce second modèle a pour but de restreindre le nombre de variables et de choisir seulement les plus appropriées afin de maximiser la performance des modèles et la précision des projections (Fournier *et al*., 2017). Bien que ce modèle propose des variables d'occupation du sol différentes du premier modèle, il débute de la même manière avec une analyse de multicolinéarité des variables et une suppression des variables présentant des valeurs supérieures à 10. Au départ de cette seconde modélisation, l'analyse de multicolinéarité des variables n'a pas détecté de multicolinéarité parmi les variables d'occupation du sol. Les mêmes variables climatiques que pour le premier modèle ont été sélectionnées.

La mise en forme des données et des modèles a été réalisée comme pour le modèle VOS. Un modèle avec toutes les variables est lancé, mais, avant de construire le modèle d'ensemble, l'importance des variables (basé sur des corrélations de Pearson) est prise en compte (Thuiller *et al*., 2008) et seules les variables principales présentes dans plus de 50 % des algorithmes (RF, GLM…) sont gardées (Bellard *et al*., 2016). Ce sont en fait les variables les plus discriminantes pour déterminer la présence ou l'absence des espèces. Le modèle est donc relancé avec ces variables. Cette procédure permet la comparaison entre les algorithmes. Il a été choisi de prendre comme variables les plus importantes, les 9 (la moitié des variables) présentant les plus grandes corrélations pour chaque algorithme. Cette première étape fait ressortir une plus grande importance de certaines variables (Figure 2). En effet, les cultures, l'urbanisation, les zones humides et les variables bioclimatiques bio5, bio6, bio8, bio13 et bio18 apparaissent comme les plus importantes pour le triton crêté dans plus de la moitié des algorithmes. Pour le triton marbré, ce sont l'urbanisation, les forêts de feuillus, les haies et toutes les variables

bioclimatiques, excepté bio14, qui sont considérées comme les plus importantes. Un deuxième modèle est donc lancé avec ces variables les plus importantes.

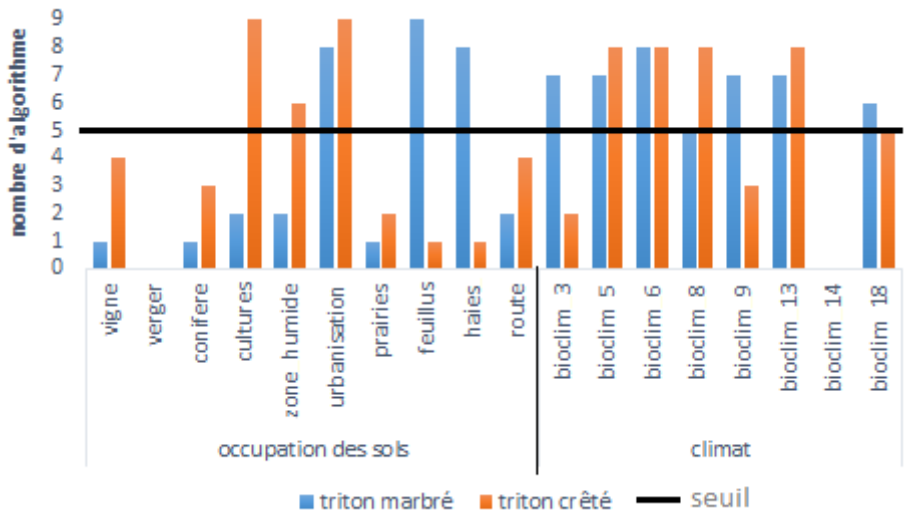


Figure 2 : Nombre de fois où les variables sont considérées comme importantes par les algorithmes. La ligne rouge correspond au seuil à atteindre pour que les variables soient considérées comme importantes par le modèle

De la même manière que pour le modèle VOS, pour le modèle d'ensemble, seuls les algorithmes possédant un TSS supérieur à 0.6 sont conservées.

Cette fois, seul le changement climatique a été étudié pour simuler les habitats favorables de 2050 : dans le cas du RCP 2.6 (F1) et dans le cas du RCP 8.5 (F2) (Tableau 3). Le modèle IMP à l'avantage de prendre en compte plus de variables d'occupation du sol et d'être plus précis au niveau de la résolution des variables utilisées. De plus, l'utilisation des variables les plus importantes permet une identification plus précise des habitats favorables. Cependant il n'a pas été projeté pour de nombreux scénarios, seules les variations climatiques ont été prises en compte pour 2050. Cela le rend donc plus simple mais moins représentatif de la réalité des changements futurs.

Tableau 3 : Composition des différentes projections climatiques pour les modélisations du modèle IMP

		Occupation des sols	climat		
	nom des projections	occupation des sols 2012	climat 2010-2016	climat 2050 (RCP 2.6)	climat 2050 (RCP 8.5)
état actuel	E	X	X		
Changement climatique	F1	X		X	
	F2	X			X

3. Analyse des niches écologiques

Toutes les cartes obtenues grâce aux modèles représentent ainsi la probabilité de présence de l'espèce (de 0 à 1). Quatre classes d'habitat ont donc été créés : de 0 à 0.25 les habitats sont considérés comme défavorables, de 0.25 à 0.5 les habitats sont considérés peu favorables, de 0.5 à 0.75 les habitats sont considérés favorables et enfin de 0.75 à 1 les habitats sont considérés comme très favorables. Les cartes ainsi disponibles ont pour vocation, dans un premier temps, d'identifier les zones les plus favorables aux deux espèces (selon les variables utilisées dans le modèle), afin d'alimenter la stratégie d'inventaire et les efforts de prospections de ces espèces dans le cadre de l'atlas de répartition régionale des amphibiens en cours. Dans un second temps il serait possible d'étudier les effets potentiels des changements d'occupation du sol seuls, des changements climatiques seuls et de ces deux facteurs combinés sur les habitats des espèces étudiées. Il serait également possible de comparer les prédictions de changement d'aire de répartition des modèles VOS et IMP.A l'aide des différentes cartes obtenues pour 2050, la comparaison des surfaces de chaque classe de probabilité (favorable, défavorable…) et leur évolution selon les simulations a été réalisée. Enfin, les différences entre les scénarios de protection ont été analysées afin de déterminer si l'augmentation de ces aires peut permettre la conservation d'une plus grande proportion d'habitats favorables. Cela permettrait aussi de cibler des secteurs à conserver ou restaurer en priorité pour la protection des espèces.

Une analyse des niches écologiques des deux espèces a enfin été appliquée à l'aide du package « ecospat » (Broennimann *et al*., 2018) sur R. Il s'agit en fait de comparer les niches écologiques des espèces grâce à la méthode de Broenniman *et al*. (2012). Cette méthode prend en compte les similarités entre les niches ainsi que le degré de chevauchement de celles-ci. Deux métriques sont disponibles sur le package pour déterminer le chevauchement des niches, D est la métrique de chevauchement de Schoener (Schoener, 1970) et I la métrique modifiée de Hellinger (Warren *et al*. 2008), ces métriques allant de 0 (pas de chevauchement) à 1 (chevauchement parfait). Pour ce modèle, la métrique D a été préférée puisqu'elle serait plus simple à interpréter (Broennimann *et al*., 2012). Elle permettra donc de mesurer les correspondances entre les habitats des deux espèces. 1000 répétitions ont été utilisées pour la construction de cette analyse.

III. Résultats

A. Modèle VOS

1. Tendance des changements d'occupation du sol

Le tableau 4 montre au premier abord qu'en 2012, l'agriculture était l'activité dominante dans la région. Il montre aussi l'évolution de l'occupation du sol des Pays de la Loire de 2012 à 2050 en fonction des différents scénarios établis. L'urbanisation, l'agriculture et les forêts présenteraient alors une augmentation de leur surface dans les années à venir aux dépens des milieux ouverts et des prairies, qui noteraient une diminution de leur surface quasiment de moitié. Les milieux ouverts étant très peu représentés en Pays de la Loire, la majeure partie des changements dans l'occupation du sol aurait donc lieu au détriment des prairies. Les forets devraient quant à elles connaître une légère croissance dans les années 2050.

De légères différences sont aussi constatables entre les scénarios d'aires protégées (Tableau 4). Effectivement, le scénario CON présente des surfaces de prairies et urbanisées bien supérieures aux autres scénarios. C'est également le scénario qui présente le moins de forêt (moins qu'en 2012). Le scénario INV qui possède le plus de surface en aire protégée présente largement moins de prairies que les autres. Il présente également le moins de surface agricole, le plus de forêts, de milieux ouverts et de zone humides. Les surfaces du scénario REG sont sensiblement les mêmes que pour le scénario sans aires protégées (SAP). Les cartes d'occupation du sol modélisé par CLUE sont disponibles en Annexe 14.

Tableau 4 : Surface (en km²) couverte par chacune des utilisations des sols selon chaque scénario du modèle VOS en 2012 et en 2050

	scénario	urbanisation	agriculture	forêt	milieu ouvert	prairies	zone humide
2012	actuelle	1689	21600	2488	65	7138	650
2050	SAP	2886	23513	2681	52	3848	650
	REG	2906	23497	2664	45	3791	727
	CON	3263	23262	2388	52	3936	729
	INV	2930	23199	3210	59	3425	807

2. Modélisation des habitats actuels

Les projections réalisées par ce modèle sont considérées comme « excellente » grâce aux valeurs de ROC (comprises entre 0.9 et 1) et par celles du TSS (comprises entre 0.85 et 0.9) (Tableau 5) pour les deux espèces.

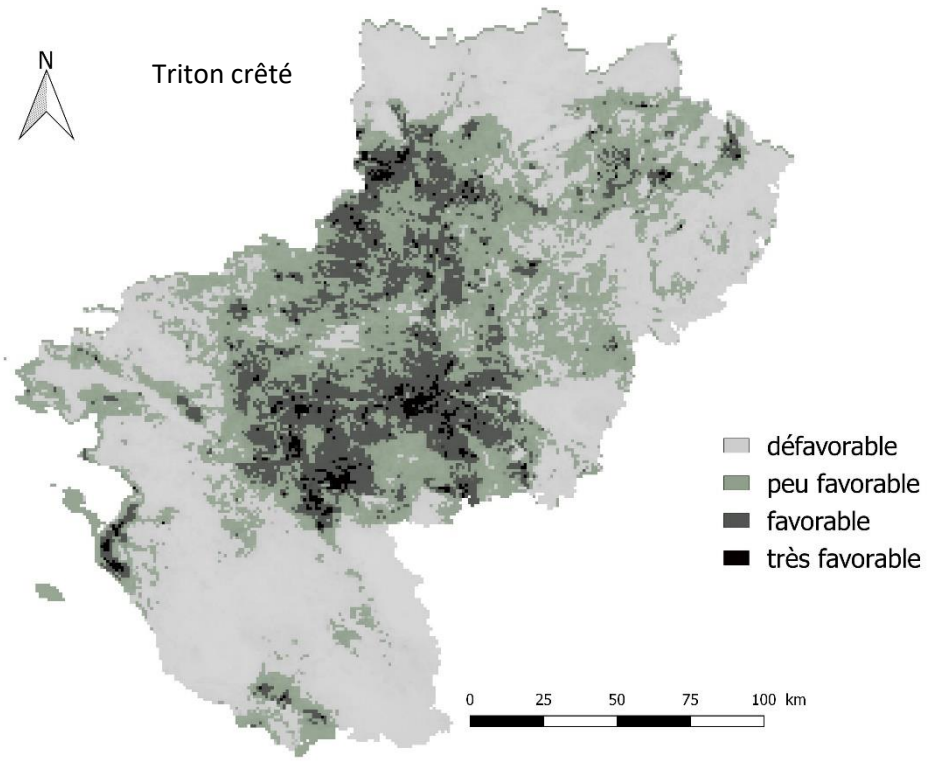
Tableau 5 : Valeurs des paramètres d'évaluation des projections pour les deux espèces et les deux modèles utilisés

	modèle VOS		Modèle IMP	
	Triturus marmoratus	*Triturus cristatus*	*Triturus marmoratus*	*Triturus cristatus*
TSS	0.866	0.874	0.852	0.872
ROC	0.982	0.986	0.98	0.987

La modélisation réalisée par le modèle VOS à l'aide des données provenant de CLUE a permis de déterminer les habitats potentiellement favorables aux deux espèces (Figure 3). Dans le cas du triton crêté, la figure 2 montre que les habitats qui lui sont potentiellement favorables et très favorables se situraient plutôt au milieu de la région et sur une petite partie du littoral. Ces habitats favorables semblent, de plus, relativement adjacents les uns des autres. La Vendée, la Loire-Atlantique et la Sarthe proposeraient en grande partie des habitats défavorables à ce triton.

A l'inverse, pour le triton marbré (Figure 3), les habitats favorables ne seraient pas concentrés au milieu de la région mais, seraient, pour la plupart, localisés dans le sud et sur la frontière ouest. Une petite zone d'habitats très favorables existe aussi à l'est. Bien que plus éparses, les habitats favorables du triton marbré apparaitraient également bien interconnectés entre-eux puisque plusieurs patchs apparaissent. Le quart nord-est de la région, notamment la Sarthe, formerait, une zone d'habitats défavorables.

Les deux espèces présenteraient tout de même certaines zones d'habitats favorables et très favorables en communs (Figure 4) qui correspondent très bien aux zones de présence actuelle de leur hybride le triton de Blasius. Cela renforce l'idée de projections « excellente » du ROC et du TSS.



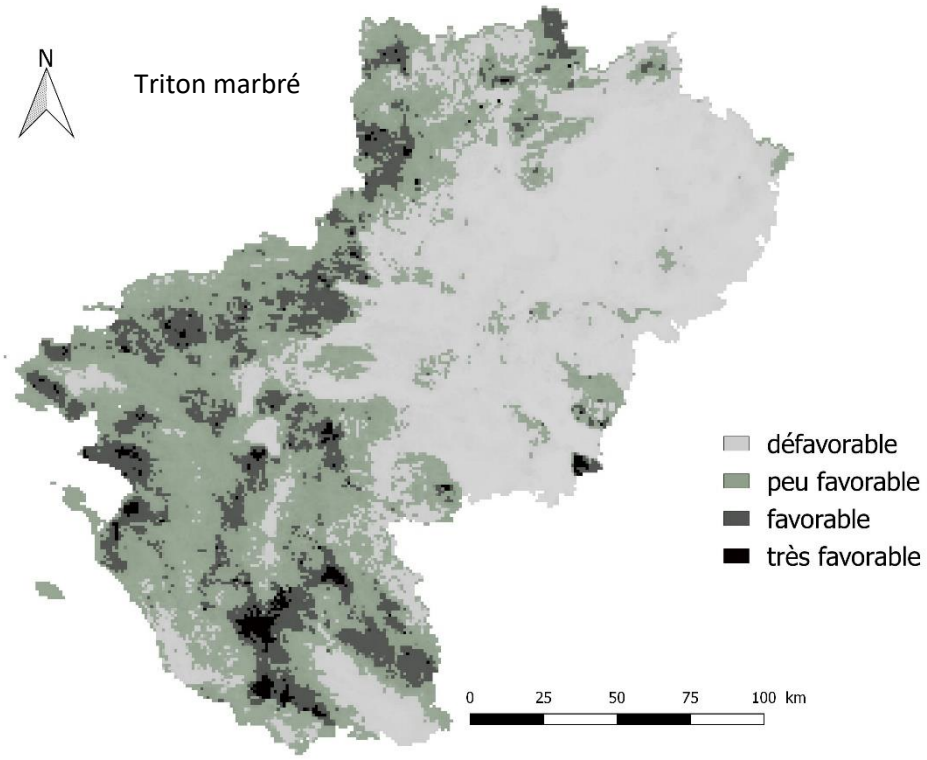


Figure 3 : Répartition des habitats actuels du triton crêté (Triturus marmoratus) et du triton marbré (Triturus cristatus) en Pays de la Loire

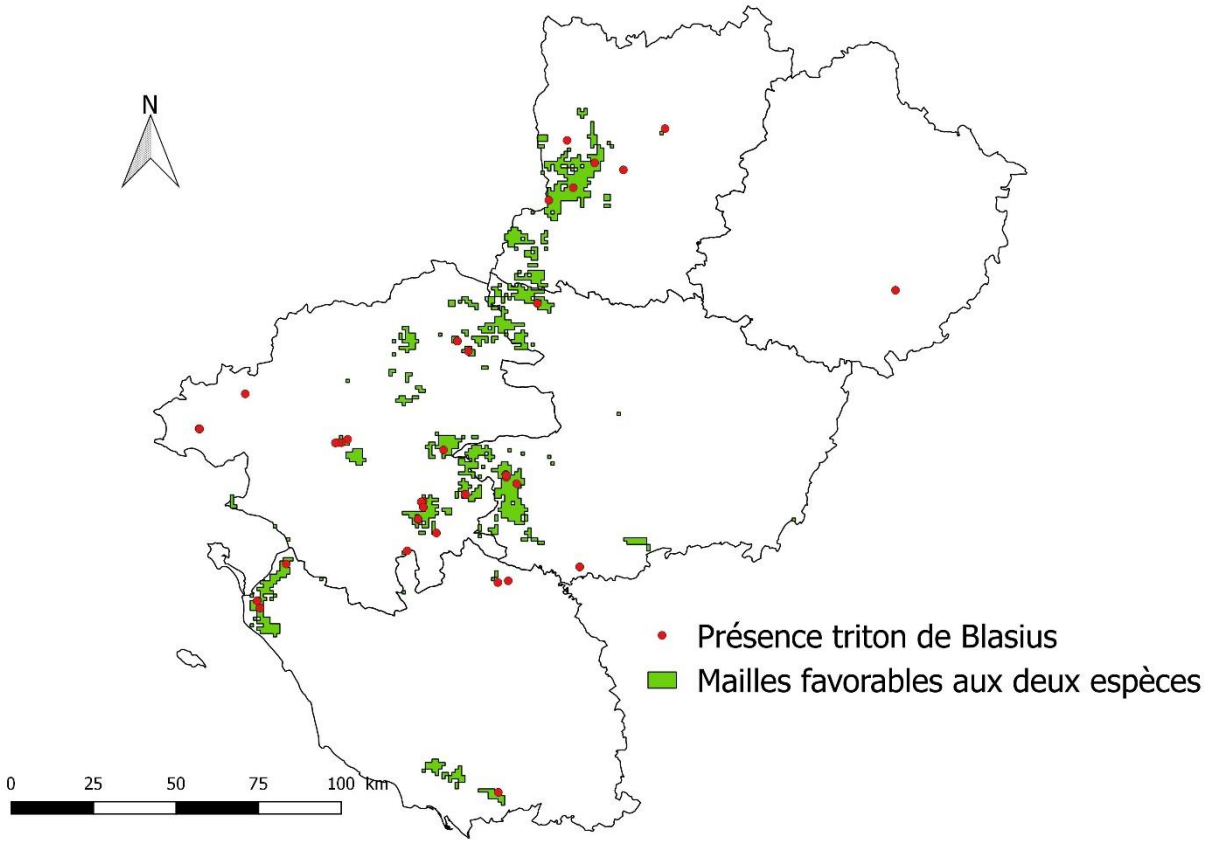


Figure 4 : Comparaison de la présence de triton de Blasius avec les habitats favorables (favorables + très favorables) aux deux espèces projetées par le modèle VOS

3. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements d'occupation du sol

L'analyse des différentes projections où seule l'occupation du sol varie dans le futur (Tableau 6, B1, B2, B3 et B4) ne montre que peu de différences entre elles pour les deux espèces. En effet, ces quatre scénarios en arrivent aux mêmes tendances, ils mettraient en lumière une forte chute des habitats favorables du triton crêté par rapport aux habitats actuels (A) (près de quatre fois moins). Les cartes présentant ces résultats sont disponibles en Annexe 15 et 16. De la même manière, les habitats très favorables ont presque tous disparus puisqu'ils représentaient 474 km² pour la projection actuelle (A) et descendent sous les 20 km² pour quasiment toutes les projections. Dans le cas du triton marbré, les habitats très favorables, assez présents à l'heure actuelle (Tableau 7), connaitraient aussi une forte diminution quel que soit la projection en 2050 mais un plus grand nombre de ces habitats favorables pourrait être préservé (plus de 70 km² pour tous les scénarios). Contrairement au triton crêté, la surface d'habitats favorables ne varierait quasiment pas avec l'occupation du sol, une légère diminution semble perceptible pour la plupart des projections, la plus importante pour la projection B1 sans

aires protégées. La projection B3, qui prend en compte le scénario CON d'occupation du sol, présenterait même une augmentation de surface des habitats favorables.

Une diminution des habitats défavorables serait aussi enregistrée dans le futur, notament avec la projection B4 correspondant à la plus grande surface en aires protégées. Ces diminutions se feraient en fait au profit des habitats peu favorables, présents à plus de 50 % sur le territoire en 2050. La projection B4 présenterait donc les plus grandes surfaces en habitats peu favorables.

Tableau 6 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton crêté aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections de changements d'occupation du sol

		2050			
	A	B1	B2	B3	B4
défavorable	16258	15320	15594	14620	14017
peu favorable	12087	16806	16656	17289	18271
favorable	4328	1017	880	1216	844
très favorable	474	4	17	22	15

Tableau 7 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton marbré aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections de changements d'occupation du sol

		2050			
	A	B1	B2	B3	B4
défavorable	15614	13208	13172	13373	12531
peu favorable	12739	15976	15969	15177	16247
favorable	4301	3895	3919	4478	4282
très favorable	493	68	87	119	87

4. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements climatiques

Lorsque seul le réchauffement climatique influe sur la distribution des habitats du triton crêté (Tableau 8), tous les habitats favorables et très favorables disparaitraient en 2050 que ce soit pour la projection optimiste (C1) correspondant au RCP 2.6 ou pessimiste (C2) pour le RCP 8.5. Il n'y aurait donc plus d'habitats favorable à ce triton en Pays de la Loire à l'avenir. Le nombre de mailles défavorables, lui aussi connaitrait une forte diminution au profit des habitats peu favorables qui occuperaient quasiment toute la région, particulièrement pour la projection C2 (Annexe 17 et 18).

Ces conclusions seraient sensiblement les mêmes pour le triton marbré (Tableau 9) puisque presque aucun habitat favorable ou très favorable ne subsisterait non plus. Pour la projection C2, la plus pessimiste, une vingtaine de mailles favorables existeraient toujours mais aucune pour le scénario le plus optimiste (C1). Les mailles peu favorables remplaceraient aussi petit à petit les autres pour occuper quasiment toute la région.

Tableau 8 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton crêté aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections de changements climatiques

		2050	
	A	C1	C2
défavorable	16258	10235	4469
peu favorable	12087	23395	29161
favorable	4328	0	0
très favorable	474	0	0

Tableau 9 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton marbré aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections de changements climatiques

		2050	
	A	C1	C2
défavorable	15614	259	3743
peu favorable	12739	33371	29847
favorable	4301	0	40
très favorable	493	0	0

5. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements d'occupations des sols et climatiques

En prenant en compte, cette fois, les changements d'utilisation des sols et les changements climatiques combinés, pour le triton crêté (Tableau 10), plus aucune maille favorable ou très favorable ne serait disponible en 2050 quel que soit la projection. Il est simplement intéressant de noter que les projections (D5 à D8) correspondant au scénario climatique le plus pessimiste (RCP 8.5) permettraient plus de mailles peu favorables que le scénario optimiste (RCP 2 .6) qui présenterait, quant à lui, toujours un grand nombre de mailles défavorables. Les différentes projections d'occupation du sol au sein d'un même RCP ne sont guère différentes entre elles si ce n'est dans la position de certains habitats peu favorables et

défavorables (Annexe 19 et 21). Les différences se feraient donc surtout au niveau des deux scénarios climatiques.

Pour le triton marbré (Tableau 11), il n'existerait plus non plus de mailles favorables ou très favorables pour le RCP 2.6 (D1 à D4). Pour ce RCP, il n'existerait d'ailleurs quasiment plus d'habitats défavorables puisque la région sera presque exclusivement recouverte d'habitats peu favorables. Paradoxalement, pour le RCP 8.5 (D5 à D8), bien que le nombre de mailles défavorables soit bien plus élevé que pour le RCP 2.6, il subsisterait encore une petite vingtaine d'habitats favorables, dans toutes les projections prenant en compte des scénarios d'occupation du sol. Leur surface (de 16 à 29 km²) et leur localisation exacte varieraient légèrement en fonction de la projection (Annexe 20 et 22). C'est à nouveau la projection prenant en compte le scénario CON d'occupation du sol (D7) qui présenterait plus de mailles favorables par rapport aux autres scénarios.

Tableau 10 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton crêté aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections des deux facteurs combinés

		2050							
	A	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8
défavorable	16258	12748	13405	9104	12706	4674	4687	3958	4973
peu favorable	12087	20882	20225	24526	20924	28956	28943	29672	28657
favorable	4328	0	0	0	0	0	0	0	0
très favorable	474	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 11 : Surface (en km²) des différentes classes d'habitats du triton marbré aujourd'hui et en 2050 selon les différentes projections des deux facteurs combinés

		2050							
	A	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8
défavorable	15614	12	10	37	11	6799	6709	5682	6143
peu favorable	12739	33617	33620	33593	33618	26815	26905	27919	27473
favorable	4301	1	0	0	1	16	16	29	14
très favorable	493	0	0	0	0	0	0	0	0

6. Effet des aires protégées

Les différents scénarios d'aires protégées permettraient de protéger une aire plus ou moins grande des changements d'occupation du sol (Tableau 1). Dans le cas où seul le facteur de changement d'occupation du sol rentre en compte (Tableau 12), l'augmentation de la surface en aire protégée ne permettrait pas forcément d'augmenter la surface des habitats favorables et très favorables. Le meilleur scénario serait le scénario CON pour les deux espèces puisque c'est

celui qui permet le plus de gain d'habitats favorables par rapport au scénario sans aires protégées. En effet, il permettrait une augmentation de quasiment 2 % des habitats favorables et très favorables pour le triton marbré et de 0,7 % pour le triton crêté. Les autres scénarios enregistreraient un gain inférieur, voir une perte d'habitats pour le triton crêté. Paradoxalement, ce n'est donc pas le scénario avec le plus d'aires protégées qui permettrait au maximum d'habitats favorables de se maintenir.

Lorsque le facteur du réchauffement climatique est combiné au facteur de changement d'occupation du sol, les habitats très favorables auraient tous disparus chez les deux espèces et dans tous les scénarios. En s'intéressant aux habitats favorables (Tableau 12), l'augmentation de la surface où il n'y a pas de changement de sol ne semblerait pas déterminante pour augmenter la surface d'habitats favorables. Seul le scénario CON pour le triton marbré dans le pire des scénarios climatiques (RCP 8.5) permettrait de gagner en surface d'habitats favorables par rapport au scénario standard (sans aire protégée). Ce gain resterait cependant très faible puisqu'il s'agit de seulement 0,39 % de gain de surface de ces habitats (pour une augmentation de 23,6 % de surface d'aires protégées). Cela ne fonctionnerait que pour ce scénario et pour cette espèce, pour le reste aucun gain ne serait à noter, c'est parfois même une perte de ces habitats qui serait enregistrée. C'est donc à nouveau le scénario CON qui ressortirait du lot, notamment chez le triton marbré, et semblerait présenter de meilleurs habitats.

Tableau 12 : Évolution de la surface d'habitat favorable (favorable + très favorable) par rapport au scénario sans aires protégés (SAP) en Pays de la Loire en fonction des autres scénarios

			Climat actuel		Changement climatique			
	Scénario	surface de la région en aire protégée (en %)	évolution des habitats favorables à *Triturus marmoratus* (en %)	évolution des habitats favorables à *Triturus cristatus* (en %)	évolution des habitats favorables à *Triturus marmoratus* en % (RCP 2.6)	évolution des habitats favorables à *Triturus marmoratus* en % (RCP 8.5)	évolution des habitats favorables à *Triturus cristatus* en % (RCP 2.6)	évolution des habitats favorables à *Triturus cristatus* en % (RCP 8.5)
Occupation des sols	REG	1,40	+ 0,13	− 0,37	− 0,03	0	0	0
	CON	25,03	+ 1,91	+ 0,65	− 0,03	+ 0,04	0	0
	INV	43,86	+ 1,22	− 0,49	0	− 0,01	0	0

L'annexe 23 présente un résumé graphique des résultats du modèle VOS.

B. Modèle IMP

1. Modélisation des habitats actuels

Les deux paramètres (TSS et ROC) permettant l'évaluation du modèle d'ensemble IMP le désignent aussi comme « excellent ». Ce modèle permet la détermination d'une nouvelle carte des habitats actuels des deux espèces (Projection E), la comparaison des cartes des modèles IMP et VOS est alors possible (Figure 5).

Bien que l'emplacement des habitats favorables soit globalement le même entre les deux modèles, avec le modèle IMP, les habitats favorables et très favorables seraient moins nombreux et sembleraient plus fragmentés qu'avec VOS. C'est particulièrement visible chez le triton marbré (Figure 5) où un grand nombre d'habitats favorables et très favorables seraient identifiés à la catégorie inférieure par rapport au modèle VOS.

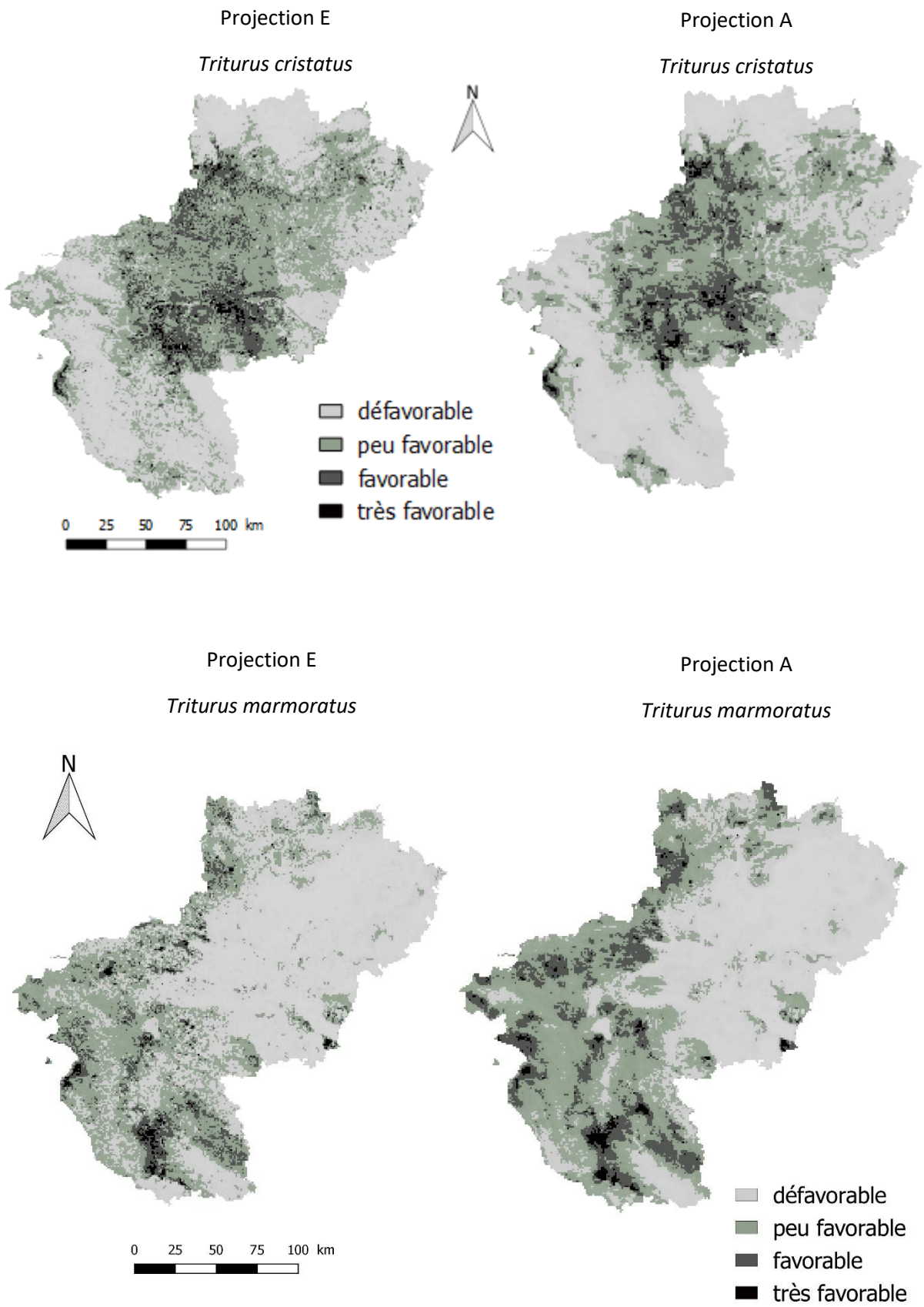


Figure 5 : Comparaison des habitats actuels du triton crêté et du triton marbré en Pays de la Loire selon les modèles VOS (projection A) et IMP (projection E)

2. Modélisation des habitats futurs en fonction des changements climatiques

Pour le triton crêté, comme pour le modèle VOS, le scénario F1, le plus optimiste (RCP 2.6) ne proposerait aucun habitat favorable (Tableau 14). Le scénario F2 (RCP 8.5) semblerait, quant à lui, présenter des habitats plus favorables que le RCP 2.6. En effet, sous ce scénario, quelques habitats favorables subsisteraient et moins d'habitats défavorables seraient présents. Aucun habitat favorable n'était identifié avec le modèle VOS. Dans le cas du RCP 2.6 (F1) du triton marbré, bien qu'une plus grande proportion d'habitats défavorables soit notée par rapport au modèle VOS (Tableau 9), quelques habitats favorables seraient disponibles sur le territoire, ce qui n'était pas le cas avec le premier modèle. Pour le RCP 8.5, il ne semble pas y avoir de différence entre les deux modèles, quelques habitats favorables resteraient en place.

Avec le modèle IMP, il y aurait donc moins d'habitats actuels favorables mais en prenant en compte les simulations futures des changements climatiques, plus d'habitats favorables seraient présents pour les deux espèces par rapport aux projection C1 et C2 du modèle VOS. Les annexe 24 et 25 présentent les cartes de ces projections.

Tableau 14 : Evolution des surfaces (en km²) occupées par les différentes classes d'habitat selon les scénarios

			2050	
		E	F1	F2
Triturus cristatus	défavorable	15064	4446	3592
	peu favorable	13307	29184	29961
	favorable	4295	0	77
	très favorable	481	0	0
Triturus marmoratus	défavorable	19500	4003	3743
	peu favorable	11027	29606	29847
	favorable	2293	21	40
	très favorable	327	0	0

C. Détermination de la niche écologique des espèces

Les variables climatiques expliquent plus de 60 % des axes (Figure 6a). Ces variables permettent de simuler les niches climatiques des deux espèces (Figure 6b et 6c). Celles-ci montrent que les niches climatiques ne semblent pas être totalement les mêmes puisque pas

situées totalement au même endroit sur le graphique. En effet, en considérant la partie de la niche la plus utilisée (patch le plus foncé), la variable climatique bio6 (température minimum du mois le plus froid) est la plus discriminante chez le triton marbré alors que les variables climatiques bio5 (température maximum du mois le plus chaud), bio3 (isothermalité), bio8 (température moyenne du trimestre le plus humide) et bio9 (température moyenne du mois le plus sec) sont les plus discriminantes chez le triton crêté. Ce résultat est conforté par la Figure 6d qui compare la valeur de recouvrement (D) en rouge avec une distribution aléatoire si les niches étaient équivalentes. Cela indique qu'ici les niches écologiques ne sont pas équivalentes ($p > 0.05$). Bien que les niches climatiques ne soient pas équivalentes, elles semblent tout de même présenter des zones de similarité. Effectivement, les Figures 6e et 6f, dont l'analyse se fait de la même manière que la figure 6d, montrent qu'il existe tout de même une similarité dans les habitats chez les deux espèces à hauteur de 48,2 % (valeur de D) ($p < 0.05$).

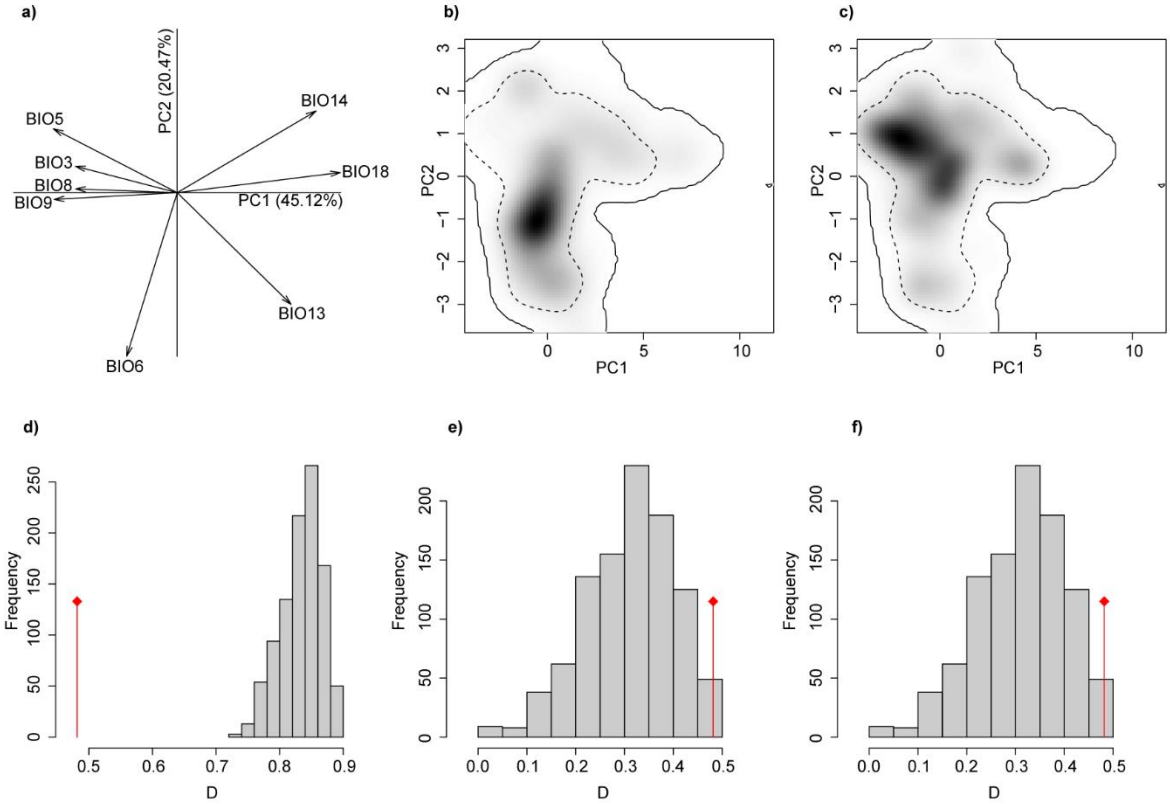


Figure 6 : Résultats de l'analyse des niches écologiques des deux espèces : a) correspond à l'ACP représentant les variables contributives à l'analyse. b) représente la niche climatique de Triturus marmoratus selon les axes de l'ACP. De la même manière, c) correspond à la niche climatique de Triturus cristatus. Les traits pleins et en pointillés représentent respectivement 100% et 50% des données de climat (d'arrière-plan) disponibles sur la zone d'étude. Les histogrammes (d) à f)) montrent le chevauchement des niches entre les distributions des deux espèces (droite rouge) et le chevauchement simulé des niches (barres grises) en fonction de tests d'équivalence d), de similarité de T.marmoratus vers T. cristatus e) et inversement pour f).

IV. Discussion

Les résultats de cette étude ont montré que les niches climatiques des deux espèces étaient similaires à près de 50 %. Les habitats favorables des deux espèces risquent fortement de chuter voire disparaître dans les années à venir sous l'effet des changements climatiques et des changements dans l'occupation du sol. Les résultats ont aussi montré que les aires protégées ne sembleraient pas être les outils de protection les plus appropriés à la conservation de ces deux espèces.

A. Effet des changements d'occupation du sol et des changements climatiques sur les habitats des amphibiens

D'après les résultats, les changements dans l'occupation du sol mèneraient à une diminution des habitats très favorables et favorables chez les deux espèces et particulièrement chez le triton crêté. En effet, l'augmentation de l'urbanisation affecte négativement la richesse et l'abondance des amphibiens (Delis *et al*., 1996) (Mazerolle, 2004). Cette augmentation de la mortalité a d'ailleurs déjà été étudié chez le triton crêté. (Hartel *et al*., 2010). L'urbanisation entraîne aussi une perte des prairies (Meyer & Turner, 1992), habitat préférentiel du triton crêté (Jacob & Denoël, 2007).

Les pollutions jouent aussi un rôle important puisque ces produits ont des conséquences néfastes sur les amphibiens (Tatin, 2010). Par exemple, certaines espèces sont sensibles à de fortes concentrations en nitrates (Snodgrass *et al*., 2008) ou en glyphosate (Relyea & Jones 2009), particulièrement pour les juvéniles. L'augmentation des surfaces agricoles entraine également l'augmentation de ces pollutions (Carpenter *et al*., 1998) et participe à la destruction des habitats (SRCE, 2015), du triton marbré (Boissinot, 2009) et du triton crêté (Duguet & Melki, 2003).

Enfin, cette diminution potentielle des habitats favorables semblerait moins marquée chez le triton marbré puisqu'une augmentation des surfaces en forêts est notable. La présence de triton marbré repose sur des fortes densités de boisement aux abords des mares (Boissinot, 2009). Au contraire, le triton crêté nécessite un fort ensoleillement sur ses sites de reproduction. Par conséquent, les boisements périphériques ont un effet négatif qui se marque au-delà de 30% selon Jacob, Denoël, (2007). Ce triton se trouve rarement en milieu forestier et préfère les milieux ouverts tels que les prairies qui connaitraient une diminution de moitié en 2050.

Les changements climatiques mèneraient eux aussi à une diminution des habitats favorables aux amphibiens. En comparant les résultats des changements climatiques seuls avec ceux des changements d'occupation du sol seuls, les surfaces d'habitats favorables tendraient à être beaucoup moins importantes pour les changements climatiques seuls. Ils iraient jusqu'à une potentielle disparition des habitats favorables pour le triton crêté (avec le modèle VOS) et une quasi-disparition pour le triton marbré. Il est donc possible de penser que les effets des changements climatiques risquent d'être plus importants que celui des changements de l'usage des sols à l'échelle régionale. Cet effet plus important des changements climatiques est d'ailleurs visible également dans les résultats présentant l'importance des variables du modèle IMP, qui semblent montrer un plus grand nombre de variables climatiques comme discriminantes. Les résultats sur les effets des aires protégées renforcent l'idée de l'importance des variables climatiques puisqu'en limitant l'effet des changements d'utilisation des sols, les habitats favorables disparaitraient quand même quasiment des Pays de la Loire Une importance plus grande des facteurs climatiques que de ceux d'occupation du sol a déjà été montrée dans certaines publications les regroupant (Jetz *et al*., 2007). Préau *et al*., (2018) étaient d'ailleurs arrivées aux mêmes conclusions sur les amphibiens en Nouvelle-Aquitaine. Dans cette publication, le triton crêté souffrirait déjà de ce réchauffement et ne présenterait plus d'habitats favorables non plus en 2050. Le réchauffement climatique peut en effet entrainer une reproduction décalée (Tryjanowski *et al*., 2003) dû à un assèchement plus précoce des mares. L'augmentation de la durée de la période sèche augmente aussi la mortalité des amphibiens (Pounds *et al*., 1999). Les changements locaux peuvent aussi diminuer les fonctions immunitaires et augmenter la mortalité (Daszak *et al*., 2003). Les tritons sont, de plus, particulièrement sensibles aux changements climatiques (Araújo *et al*., 2006).

Le fait que ce soit avec le réchauffement climatique le plus élevé que l'on trouverait le plus d'habitats favorables chez les deux espèces est par conséquent paradoxal. Cela pourrait s'expliquer par l'augmentation des températures hivernales. Effectivement, selon Snyder & Weathers, (1975), les amphibiens présentent de grandes difficultés à faire face à de faibles températures (la plupart des espèces étant incapables de survivre à des températures inférieures à -4°C) tandis que leur gamme de température létale maximale est plus large. Cette hypothèse est appuyée par le fait que la variable bio6, correspondant à la température minimale du mois le plus froid, semble la plus discriminante pour la niche climatique du triton marbré.

Cette réduction voire disparition de l'aire de répartition des deux espèces étudiées avec le réchauffement climatique irait dans le même sens que la plupart des études et les connaissances sur le sujet. Teixeira & Arntzen, (2002) ont par exemple montré une réduction de l'aire de

répartition de *Chioglossa lusitanica* de plus de 20 % en Espagne et au Portugal à cause du réchauffement climatique. Cependant, ce n'est pas une conclusion globale pour toutes les espèces. Certaines études montrent, au contraire, une augmentation de l'aire de répartition d'espèces. C'est le cas de Dolgener *et al*., (2014) qui ont mis en évidence une augmentation de l'aire de répartition du sonneur à ventre de feu dans une région allemande avec le réchauffement climatique. Préau *et al*., (2018) ont également mis en évidence une augmentation de l'aire de répartition de la rainette méridionale en Nouvelle-Aquitaine. Araújo *et al*., (2006) était arrivé à des conclusions similaires avec d'autres espèces comme le pélobate cultripède, il évoquait même le fait que le réchauffement climatique serait moins problématique qu'un refroidissement de la planète.

La combinaison de ces deux facteurs amènerait donc logiquement à une chute encore plus importante des habitats favorables au triton crêté et au triton marbré. En 2050, la modification de ces facteurs risquerait de ne plus permettre à aucun habitat favorable du triton crêté de se maintenir. Pour le triton marbré, une proportion très restreinte d'habitats resteraient favorables pour le RCP 8.5. Cela conforterait l'idée de la quasi-disparition de l'aire de distribution de ces deux espèces en Pays de la Loire. Ces facteurs ont déjà permis de montrer la même conclusion sur plusieurs espèces et notamment sur le triton crêté en Nouvelle-Aquitaine (Préau *et al*., 2018). Cette conclusion sur deux régions adjacentes laisserait envisager un futur trouble pour cette espèce. En effet, à l'heure actuelle, c'est la Nouvelle-Aquitaine qui correspond à la limite sud de l'aire de répartition du triton crêté. Si dans le futur, cette aire se déplace vers le nord en suivant les conditions climatiques favorables, cela signifierait un déplacement très important de l'aire vers le nord et ce dans un délai très court. En prenant en compte les capacités de dispersion limitées des urodèles qui peuvent en moyenne migrer d'un à deux kilomètres par an (Renaud, 2013) et jusqu'à 9 kilomètres dans leur vie (Smith & Green, 2005), l'effet sur les populations pourrait donc s'avérer désastreux. La problématique concernant le triton marbré est cependant tout autre puisqu'il est, à l'inverse du triton crêté, quasiment en limite nord de son aire de répartition en Pays de la Loire, ceci pourrait induire une très importante réduction de l'aire de répartition de cette espèce. Le fait que les deux espèces subissent une réduction de leurs habitats favorables n'est pas étonnant puisqu'ils partagent une partie de ces habitats favorables. En effet, en Pays de la Loire, il existe de nombreux sites de présence du triton de Blasius (Arntzen & Wallis, 1991), qui résulte de l'hybridation entre ces deux espèces. Les résultats obtenus montrent, dans ce sens, la présence de nombreux habitats favorables aux deux espèces. De plus,

ces deux espèces présentent une niche climatique similaire à près de 50%, sachant que les variables climatiques sont les plus discriminantes pour les deux tritons étudiés.
La plupart des publications combinant réchauffement climatique et utilisation des sols en arrivent aux mêmes conclusions sur un déplacement ou une réduction de l'aire de répartition des espèces (Loyola *et al*., 2014 ; Aguirre-Gutiérrez *et al*., 2017). Tout cela permettrait donc de supposer que la première hypothèse de réduction de l'aire de répartition des espèces en Pays de la Loire en 2050 serait encore trop optimiste puisqu'elle pourrait disparaître.

B. Effets des aires protégées sur les amphibiens

Les modifications de l'aire de répartition future des espèces pose question quant à la localisation et à la mobilité des aires protégées actuelles (Stagl *et al*., 2015). En effet, il s'avère que ces changements pourront amener les espèces en dehors des réserves (Araujo *et al*., 2004). L'hypothèse que l'augmentation de la surface des aires protégées augmenterait les surfaces d'habitats favorables n'a pas pu être validée par l'étude et pour cause, les amphibiens font partie des taxons les moins représentés dans les aires protégées au monde (Rodrigues *et al*., 2004), 20% des espèces n'étant trouvées dans aucune aire protégée et 85% des populations dans ces aires ne sont pas suffisantes pour une survie à long terme selon (Watson *et al*., 2014). C'est le cas des deux espèces de tritons puisqu'elles sont très mal représentées dans les espaces protégés des Pays de la Loire (Annexe 26). Il est donc évident que l'augmentation significative de la surface en aire protégée, jusqu'à près de 44% de la région ne permettrait pas de protéger les habitats favorables aux tritons crêtés et permettrait seulement à une proportion dérisoire d'habitat du triton marbré de persister. Ces résultats permettent de déterminer que les différents scénarios d'aires protégées ne semblent pas favorables aux tritons étudiés. Ce n'est pas la première fois qu'une étude arrive à ces conclusions sur les amphibiens ; Ochoa-Ochoa *et al*., (2009) avaient noté que l'augmentation d'aires protégées au Mexique ne contribuaient pas significativement à la conservation des amphibiens endémiques. De même pour Nori *et al*., (2015) qui ont décelé cela sur les amphibiens à l'échelle mondiale. Ces conclusions ne sont cependant valables que sur les amphibiens comme ont pu le montrer Araújo *et al*., (2011) puisqu'ils ont mis en évidence qu'une augmentation des aires protégées permet la préservation des oiseaux, de mammifères, de reptiles ou encore de plantes.

Même si les aires protégées actuelles ne prennent pas bien en compte ces espèces, il pourrait être possible d'augmenter la protection des zones où leurs habitats seraint favorables afin de mieux les protéger. En effet,

Nori *et al*., (2015) proposent dans ce sens une augmentation des surfaces en aires protégées pour protéger les amphibiens et les autres espèces à l'échelle mondiale. Dans le cas plus local de la région des Pays de la Loire, l'étude actuelle a permis de mettre en évidence certains habitats qui seraient toujours favorables au triton marbré en 2050 et qui, bien que peu nombreux et dispersés, pourraient donc être pris en compte pour la conservation de cette espèce dans le futur. La mise en place d'un tel espace nécessiterait cependant des efforts et des fonds considérables pour une surface très restreinte d'habitat sur une espèce qui semble voir son aire de distribution évoluer à toute vitesse. Il est donc nécessaire de trouver un compromis entre la protection de ces habitats et les coûts que cela peut engendrer. Ces habitats pourraient cependant être utilisés en compte dans la notion de trame verte et bleue et servir pour accompagner les déplacements de l'aire de répartition de l'espèce par l'intermédiaire de corridors. Ils pourraient enfin être pris en compte dans les documents d'urbanismes en Pays de la Loire (SCOT, PLU…).

C. Limites de l'étude et des modèles

Les évaluations des différents modèles (TSS et ROC) suggèrent que les variables utilisées sont de bons et précis prédicteurs des projections de la distribution des espèces étudiées, cependant, ces modèles présentent des limites.

Tout comme pour Loyola *et al*., (2014) et la plupart des études prenant en compte des modèles de distribution d'espèces, les prédictions des modèles reposent sur les hypothèses de capacités de dispersion illimités et d'absence d'interactions biotiques (Araújo *et al*., 2006). Les interactions biotiques sont pourtant omniprésentes dans l'environnement des amphibiens et prennent différentes formes. Les espèces exotiques par exemple, comme le xénope lisse (*Xenopus laevis*), dont la présence est depuis peu avérée en Pays de la Loire (Measey & Fouquet, 2006) constitue d'une part un compétiteur particulièrement efficace pour les espèces natives. C'est une espèce qui présente des capacités immunitaires incroyables puisqu'elle résiste aux différentes maladies qui affectent les espèces natives (Morales *et al*., 2010 ; De Jesús Andino *et al*., 2012). D'autre part, il s'agit aussi d'un prédateur des espèces natives (Courant *et al*., 2014) et a donc un impact largement négatif sur celles-ci (Lillo *et al*., 2011). Les prédateurs tels que les poissons se nourrissent d'amphibiens au stade larvaire (Hecnar & M'Closkey, 1997)

et vont donc affecter négativement la richesse spécifique d'amphibiens (Smith *et al*., 1999). En outre, les maladies sont une cause de déclin des amphibiens et affectent leur distribution. En effet, il a été rapporté par Daszak *et al*., (1999) que *Batrachochytrium dendrobatidis*, un champignon hypervirulent qui se répand rapidement et qui est responsable de maladies chez les amphibiens, provoque jusqu'à 40% de mortalité dans les populations affectées (Farrer *et al*., 2011).

Les capacités de dispersions illimitées selon les hypothèses du modèle sont loin d'être avérées sur le terrain. Celles-ci sont d'ailleurs largement limitées chez les amphibiens et particulièrement chez les urodèles (Araújo & Pearson, 2005). De plus, selon Beier *et al*., (2008), la persistance de populations dépend de ses capacités à se déplacer à travers son environnement. La survie des espèces est donc dépendante de leur dispersion (Arntzen *et al*., 2017). Chez les amphibiens, ceci est d'autant plus vrai que la dispersion des jeunes amphibiens les amène à coloniser de nouvelles mares (Semlitsch, 2008). Á cela s'ajoute à la diminution de la dispersion des amphibiens dû aux diminutions des précipitations, la dispersion est donc un facteur important à prendre en compte sur les modèles de distribution des amphibiens. Bien qu'ils ne puissent pas être inclus directement dans le modèle, il existe des outils qui permettent d'évaluer ces capacités de dispersion et qui pourraient être utilisés, la théorie des graphes (Zetterberg *et al*., 2010) a par exemple déjà été utile pour évaluer la connectivité d'habitats d'amphibiens (Ribeiro *et al*., 2011).

Le logiciel CLUE comporte lui aussi quelques limites. En effet, il a besoin que chaque maille corresponde à un seul usage des sols et ce sur 1 km², or sur une telle surface, de nombreuses occupations du sol différentes sont généralement en place et pourraient faire varier les projections. De plus, ce logiciel repose sur un grand nombre de paramètre qui peuvent eux-aussi varier. Les variables à mettre en lien avec les utilisations des sols par exemple peuvent varier. De plus, ces variables reposent le plus souvent sur des distances à chaque maille (distance à la ville la plus proches, distance à l'océan…), or cela nécessiterait les données des régions adjacentes pour éviter une sous-estimation ou sur estimation de ces distances, particulièrement sur les mailles situées en périphéries de la région. Le modèle IMP pourrait alors sembler plus opportun pour orienter les prospections. Il prend en compte des variables plus appropriées aux amphibiens puisqu'il tient compte par exemple des haies, d'importance majeure pour les amphibiens. Le modèle IMP comprend aussi des variables plus précises au niveau de la résolution et prend en compte des surfaces, il ne nécessite donc pas qu'une maille soit équivalente à une seule occupation du sol et ne nécessite pas non plus les distances par rapport aux régions alentours. Malgré cela, les résultats des deux modèles sont relativement

similaires dans la répartition des habitats. Le modèle IMP mettrait en avant une problématique de fragmentation plus importante pour les deux espèces que pour le modèle VOS. Le modèle VOS donnerait une idée plus globale, qui amènerait à la discussion quant aux problématiques à plus grandes échelles.

Le calcul des surfaces de chaque occupation du sol de CLUE jusqu'en 2050 peut aussi constituer une limite. Ce dernier a été réalisé dans cette étude selon la tendance préexistante des années 2000 à 2012, cependant il est largement dépendant des politiques mises en place, des évolutions technologiques et du climat (Verburg *et al*., 2002 ; Verburg *et al*., 1999). Il est ensuite difficile de traduire une maille d'1km² comme « habitat » d'un amphibien, d'autant plus que certains habitats décrits comme favorables ne comportent pas de mares ou d'étangs, indissociables d'un habitat d'amphibien (Semlitsch, 2008). Ce n'est donc pas parce qu'une maille est dite favorable qu'elle abritera forcément l'espèce, cela signifie simplement que les conditions climatiques et d'occupation du sol sont favorables à l'accueil de l'espèce.

Les changements d'occupation du sol ont été étudiés à une échelle large (1km²) car le logiciel CLUE ne permet pas d'analyse plus précise. A cette échelle, ils montrent déjà un effet sur les amphibiens, ils sont donc probablement sous-estimés à une échelle aussi large. A une échelle plus locale, ils prendraient sans doute une importance bien plus grande puisqu'ils conditionnent la présence de milieux de vie des amphibiens (mares, haies…) (biblio) et sont la cause première de la perte de biodiversité dans le monde (biblio). Afin d'éviter la disparition de ces espèces, il est donc tout de même nécessaire d'inverser la tendance d'évolution de l'occupation du sol qui entraine la disparition de leurs habitats, que ce soit au niveau de l'agriculture (intensive, homogénéisation) ou de l'urbanisation. Une agriculture et une urbanisation adaptée pourrait permettre aux habitats de se maintenir et ainsi de moduler leur réponse aux changements climatiques.

A une échelle plus fine, il serait également possible de prendre en compte d'autres facteurs sur la physico-chimie des mares et des étangs. Une mare juxtaposée à une entreprise ou une zone agricole qui rejettent des polluants dans l'environnement et acidifier le milieu par exemple. Ces facteurs contribuent à des extinctions locales des populations (Blaustein *et al*., 1998 ; Gardner, 2001) et la mare ne serait plus considérée comme un habitat favorable. Un milieu acide défavorise aussi la richesse spécifique en amphibiens (Wyman & Jancola, 1992) et peut aller jusqu'à exclure des espèces comme l'ont montré Beebee *et al*., (1990) avec l'exclusion du crapaud calamite. De la même manière, un pH faible peut être létal pour certaines espèces comme l'ont montré Wyman & Hawksley-Lescault, (1987) où un ph de 2.5 à 3 est létal pour la

salamandre *Plethodon cinereus.* Les caractéristiques physiques sont aussi importantes puisqu'une mare qui présente des berges trop abruptes ne permet pas la mise en place de populations d'amphibiens (Chang *et al*., 2011).

Enfin, le modèle est dépendant de certains paramètres. Barbet-Massin *et al*., (2012) ont montré que les techniques de régression (GLM, GAM et MARS) étaient moins sensibles à l'utilisation de pseudo-absences que les autres algorithmes. D'un autre côté, ils ont aussi mis en évidence que le nombre de ces fausses absences est un paramètre d'importance majeur. Ils recommandent l'utilisation de 10 000 pseudo-absence pour l'utilisation des méthodes de régressions, du même nombre de pseudo-absence que de présence pour les méthodes de classification et de 100 pour les autres. La simple variation de ce paramètre permet donc de « favoriser » certains algorithmes par rapport à d'autres pour le modèle d'ensemble et donc de modifier les projections.

V. Conclusion

Les changements climatiques et les modifications de l'occupation du sol ont finalement permis de déterminer les habitats favorables au triton marbré et crêté aujourd'hui et en 2050. Cette étude soulignerait l'importance du réchauffement climatique sur la distribution de *Triturus cristatus* et *Triturus marmoratus* qui pourrait mener à une quasi-disparition des habitats potentiellement favorables aux deux espèces en Pays de la Loire. L'étude a aussi permis de mettre en évidence une mauvaise prise en compte de ces deux tritons dans les différentes aires protégées. Ce travail pourrait donc aider à la modification du statut de ces espèces afin qu'elles soient mieux intégrées dans les stratégies de création d'aires protégées. L'étude a aussi pu montrer les différences qu'il existe dans les modèles et leur utilité. En effet, ces modèles présentent des outils d'aide à la décision, d'une part d'un point de vue politique et réglementaire avec le modèle VOS qui présenterait un intérêt plus important dans la prévention, pour alerter les décideurs. Le modèle IMP serait, quant à lui, un outil plus utile aux gestionnaires, conservateurs… puisqu'il bénéficie de plus de précision dans les résultats. Cette étude montre donc l'importance des modèles de distribution d'espèces et l'intérêt d'étudier ceux-ci. En effet, bien que ces modèles présentent des limites évidentes liées à la modélisation, ils peuvent être, comme dans l'étude, statistiquement robuste.

Les résultats de ce type de modèle pourraient donc aisément être utilisés par les pouvoirs publiques et acteurs locaux dont les associations de protection de la nature pour intégrer les

futurs habitats potentiellement favorables dans leur plan de gestion. Plus simplement, ces résultats sont utiles afin de cibler des habitats à étudier à une échelle plus fine et plus en détails. Les habitats favorables pourront aussi être intégrés dans les documents d'urbanismes. Les cartes présentant la répartition des espèces peuvent aussi permettre d'orienter les prospections dans le cadre d'inventaires ou de suivis d'espèces même si tous les habitats favorables n'accueilleront pas systématiquement l'espèce. Enfin, ce travail pourrait permettre de redéfinir le statut des espèces afin qu'ils soient mieux pris en compte dans les projets de protection et de conservation. Il pourrait donc être intéressant que les résultats de ces modèles soient pris en compte dans l'établissement de statut de protection et de listes rouge.

Pour plus de précision dans les projections, il serait intéressant d'ajouter d'autres facteurs contribuant à la répartition des espèces comme la dispersion (par l'utilisation de la théorie des graphes par exemple) ou les interactions biotiques aux modèles. D'autres facteurs tels que les capacités d'acclimatation et d'adaptation des espèces au réchauffement climatique et aux changements d'usage des sols ont rarement été étudiés et pourraient être explorés.

VI. Bibliographie :

ABELLÁN, Pedro et SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, David, 2015. A gap analysis comparing the effectiveness of Natura 2000 and national protected area networks in representing European amphibians and reptiles. In : *Biodiversity and Conservation*. juin 2015. Vol. 24, n° 6, p. 1377-1390. DOI 10.1007/s10531-015-0862-3.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, Jesús, KISSLING, W. Daniel, BIESMEIJER, Jacobus C., WALLISDEVRIES, Michiel F., REEMER, Menno et CARVALHEIRO, Luísa G., 2017. Historical changes in the importance of climate and land use as determinants of Dutch pollinator distributions. In : *Journal of Biogeography*. mars 2017. Vol. 44, n° 3, p. 696-707. DOI 10.1111/jbi.12937.

ALLOUCHE, Omri, TSOAR, Asaf et KADMON, Ronen, 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). In : *Journal of Applied Ecology*. Vol. 43, n° 6, p. 1223-1232. DOI 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.

ARAUJO, Miguel B., CABEZA, Mar, THUILLER, Wilfried, HANNAH, Lee et WILLIAMS, Paul H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. In : *Global Change Biology*. septembre 2004. Vol. 10, n° 9, p. 1618-1626. DOI 10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x.

ARAÚJO, Miguel B. et PEARSON, Richard G., 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. In : *Ecography*. 1 octobre 2005. Vol. 28, n° 5, p. 693-695. DOI 10.1111/j.2005.0906-7590.04253.x.

ARAÚJO, M. B., THUILLER, W. et PEARSON, R. G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. In : *Journal of Biogeography*. octobre 2006. Vol. 33, n° 10, p. 1712-1728. DOI 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.

ARAÚJO, Miguel B., ALAGADOR, Diogo, CABEZA, Mar, NOGUÉS-BRAVO, David et THUILLER, Wilfried, 2011. Climate change threatens European conservation areas. In : *Ecology Letters*. 1 mai 2011. Vol. 14, n° 5, p. 484-492. DOI 10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x.

ARNTZEN, J. W. et WALLIS, G. P., 1991. Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts Triturus cristatus and T. marmoratus in western France. In : *Evolution*. juin 1991. Vol. 45, n° 4, p. 805-826. DOI 10.1111/j.1558-5646.1991.tb04352.x.

ARNTZEN, Jan W., ABRAHAMS, Carlos, MEILINK, Willem R. M., IOSIF, Ruben et ZUIDERWIJK, Annie, 2017. Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. In : *Biodiversity and Conservation*. juin 2017. Vol. 26, n° 6, p. 1411-1430. DOI 10.1007/s10531-017-1307-y.

BARBET-MASSIN, Morgane, JIGUET, Frédéric, ALBERT, Cécile Hélène et THUILLER, Wilfried, 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?: How to use pseudo-absences in niche modelling? In : *Methods in Ecology and Evolution*. avril 2012. Vol. 3, n° 2, p. 327-338. DOI 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.

BEEBEE, T.J.C., FLOWER, R.J., STEVENSON, A.C., PATRICK, S.T., APPLEBY, P.G., FLETCHER, C., MARSH, C., NATKANSKI, J., RIPPEY, B. et BATTARBEE, R.W., 1990. Decline of the natterjack toad Bufo calamita in Britain: Palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification. In : *Biological Conservation*. 1990. Vol. 53, p. 1-20. DOI 10.1016/0006-3207(90)90059-x.

BEIER, Paul, MAJKA, Daniel R. et SPENCER, Wayne D., 2008. Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages: *Design of Wildlife Linkages*. In : *Conservation Biology*. août 2008. Vol. 22, n° 4, p. 836-851. DOI 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x.

BELLARD, C., LEROY, B., THUILLER, W., RYSMAN, J.-F. et COURCHAMP, F., 2016. Major drivers of invasion risks throughout the world. In : COLLINS, Scott (éd.), *Ecosphere*. mars 2016. Vol. 7, n° 3, p. e01241. DOI 10.1002/ecs2.1241.

BERTRAND, Romain, LENOIR, Jonathan, PIEDALLU, Christian, RIOFRÍO-DILLON, Gabriela, DE RUFFRAY, Patrice, VIDAL, Claude, PIERRAT, Jean-Claude et GÉGOUT, Jean-Claude, 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. In : *Nature*. novembre 2011. Vol. 479, n° 7374, p. 517-520. DOI 10.1038/nature10548.

BERTRAND, Romain, RIOFRÍO-DILLON, Gabriela, LENOIR, Jonathan, DRAPIER, Jacques, DE RUFFRAY, Patrice, GÉGOUT, Jean-Claude et LOREAU, Michel, 2016. Ecological constraints increase the climatic debt in forests. In : *Nature Communications*. 26 août 2016. Vol. 7, p. 12643. DOI 10.1038/ncomms12643.

BLAUSTEIN, Andrew R, ROMANSIC, John M, KIESECKER, Joseph M et HATCH, Audrey C, 1998. Ultraviolet BlackwellScience,Ltd radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. In : . 1998. p. 18.

BLAUSTEIN, Andrew R., WALLS, Susan C., BANCROFT, Betsy A., LAWLER, Joshua J., SEARLE, Catherine L. et GERVASI, Stephanie S., 2010. Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. In : *Diversity*. 25 février 2010. Vol. 2, n° 2, p. 281-313. DOI 10.3390/d2020281.

BOISSINOT, A., 2009 Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Laboratoire de Biogéographie et d'Ecologie des Vertébrés (EPHE/CEFE) 1: 192.

BROENNIMANN, Olivier, FITZPATRICK, Matthew C., PEARMAN, Peter B., PETITPIERRE, Blaise, PELLISSIER, Loïc, YOCCOZ, Nigel G., THUILLER, Wilfried, FORTIN, Marie-Josée, RANDIN, Christophe, ZIMMERMANN, Niklaus E., GRAHAM, Catherine H. et GUISAN, Antoine, 2012. Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data: Measuring niche overlap. In : *Global Ecology and Biogeography*. avril 2012. Vol. 21, n° 4, p. 481-497. DOI 10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x.

BROENNIMANN, Olivier, DI COLA, Valeria, GUISAN Antoine., 2018. Package 'ecospat'
URL : https://cran.r-project.org/web/packages/ecospat/ecospat.pdf

CAREY, Cynthia et ALEXANDER, Michael A., 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? In : *Diversity Distributions*. mars 2003. Vol. 9, n° 2, p. 111-121. DOI 10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x.

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. et SMITH, V. H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. In : *Ecological Applications*. août 1998. Vol. 8, n° 3, p. 559-568. DOI 10.1890/1051-0761(1998)008

CHANG, Yuan-Hsiou, WANG, Hsiao-Wen et HOU, Wen-Shang, 2011. Effects of construction materials and design of lake and stream banks on climbing ability of frogs and salamanders. In : *Ecological Engineering*. novembre 2011. Vol. 37, n° 11, p. 1726-1733. DOI 10.1016/j.ecoleng.2011.07.005.

CHEN, Youhua, ZHANG, Jian, JIANG, Jianping, NIELSEN, Scott E. et HE, Fangliang, 2017. Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. In : ROBERTSON, Mark (éd.), *Diversity and Distributions*. février 2017. Vol. 23, n° 2, p. 146-157. DOI 10.1111/ddi.12508.

COLLINS, JAMES P et STORFER, ANDREW, 2003. Global amphibian declines : sorting the hypotheses. In : *Diversity and Distributions*. 2003. p. 10.

COURANT, Julien, THIRION, Jean-Marc, GUILLON, Michael, GRILLET, Pierre et GROSSELET, Olivier, 2014. Le régime alimentaire de Xenopus laevis (Daudin, 1802) (Anura : Pipidae) introduit en France. In : . p. 9.

CUSHMAN, Samuel A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. In : *Biological Conservation*. mars 2006. Vol. 128, n° 2, p. 231-240. DOI 10.1016/j.biocon.2005.09.031.

DASZAK, Peter, BERGER, Lee, CUNNINGHAM, Andrew A., HYATT, Alex D., GREEN, D. Earl et SPEARE, Rick, 1999. Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. In : *Emerging Infectious Diseases*. décembre 1999. Vol. 5, n° 6, p. 735-748. DOI 10.3201/eid0506.990601.

DASZAK, PETER, CUNNINGHAM, ANDREW A et HYATT, ALEX D, 2003. Infectious BlackwellScience,Ltd disease and amphibian population declines. In : *Diversity and Distributions*. 2003. p. 10.

DE JESÚS ANDINO, Francisco, CHEN, Guangchun, LI, Zhenghui, GRAYFER, Leon et ROBERT, Jacques, 2012. Susceptibility of Xenopus laevis tadpoles to infection by the ranavirus Frog-Virus 3 correlates with a reduced and delayed innate immune response in comparison with adult frogs. In : *Virology*. octobre 2012. Vol. 432, n° 2, p. 435-443. DOI 10.1016/j.virol.2012.07.001.

DELIS, Pablo R., MUSHINSKY, Henry R. et MCCOY, Earl D., 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. In : *Biodiversity and Conservation*. décembre 1996. Vol. 5, n° 12, p. 1579-1595. DOI 10.1007/BF00052117.

DINIZ-FILHO, JosÃ© Alexandre F., MAURICIO BINI, Luis, FERNANDO RANGEL, Thiago, LOYOLA, Rafael D., HOF, Christian, NOGUÃ©S-BRAVO, David et ARAÃºJO, Miguel B., 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. In : *Ecography*. décembre 2009. Vol. 32, n° 6, p. 897-906. DOI 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x.

DOLGENER, N., FREUDENBERGER, L., SCHNEEWEISS, N., IBISCH, P. L. et TIEDEMANN, R., 2014. Projecting current and potential future distribution of the Fire-bellied toad Bombina bombina under climate change in north-eastern Germany. In : *Regional Environmental Change*. juin 2014. Vol. 14, n° 3, p. 1063-1072. DOI 10.1007/s10113-013-0468-9.

DUGUET, Rémi et MELKI, Frédéric, 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. S.l. : BIOTOPE. ISBN 978-2-36662-038-2.

DUNAGAN, Sarah C., GILMORE, Martha S. et VAREKAMP, Johan C., 2007. Effects of mercury on visible/near-infrared reflectance spectra of mustard spinach plants (Brassica rapa P.). In : *Environmental Pollution*. juillet 2007. Vol. 148, n° 1, p. 301-311. DOI 10.1016/j.envpol.2006.10.023.

EIGENBROD, Felix, HECNAR, Stephen J. et FAHRIG, Lenore, 2009. Quantifying the Road-Effect Zone: Threshold Effects of a Motorway on Anuran Populations in Ontario, Canada. In : *Ecology and Society*. 2009. Vol. 14, n° 1. DOI 10.5751/ES-02691-140124.

ELITH, Jane, PHILLIPS, Steven J., HASTIE, Trevor, DUDÍK, Miroslav, CHEE, Yung En et YATES, Colin J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. In : *Diversity and Distributions*. 1 janvier 2011. Vol. 17, n° 1, p. 43-57. DOI 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.

FAHRIG, Lenore et RYTWINSKI, Trina, 2009. Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. In : *Ecology and Society*. 5 mars 2009. Vol. 14, n° 1. DOI 10.5751/ES-02815-140121.

FARRER, R. A., WEINERT, L. A., BIELBY, J., GARNER, T. W. J., BALLOUX, F., CLARE, F., BOSCH, J., CUNNINGHAM, A. A., WELDON, C., DU PREEZ, L. H., ANDERSON, L., POND, S. L. K., SHAHAR-GOLAN, R., HENK, D. A. et FISHER, M. C., 2011. Multiple emergences of genetically diverse amphibian-infecting chytrids include a globalized hypervirulent recombinant lineage. In : *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 15 novembre 2011. Vol. 108, n° 46, p. 18732-18736. DOI 10.1073/pnas.1111915108.

FICETOLA, Gentile Francesco, RONDININI, Carlo, BONARDI, Anna, BAISERO, Daniele et PADOA-SCHIOPPA, Emilio, 2015. Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. In : RICHARDSON, David (éd.), *Diversity and Distributions*. mars 2015. Vol. 21, n° 3, p. 302-311. DOI 10.1111/ddi.12296.

FOURNIER, Alice, BARBET-MASSIN, Morgane, ROME, Quentin et COURCHAMP, Franck, 2017. Predicting species distribution combining multi-scale drivers. In : *Global Ecology and Conservation*. octobre 2017. Vol. 12, p. 215-226. DOI 10.1016/j.gecco.2017.11.002.

GAGNÉ, Sara A. et FAHRIG, Lenore, 2007. Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. In : *Landscape Ecology*. 27 janvier 2007. Vol. 22, n° 2, p. 205-215. DOI 10.1007/s10980-006-9012-3.

GARDNER, T, 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. In : *Animal Biodiversity and Conservation*. 2001. p. 20.

GATIEN, Amandine, LAURENT, François et CORBONNOIS, Jeannine, 2011. Pratiques agricoles et ressources en eau des vallées principales du bassin versant de la Maine : quelles représentations ? In : *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. 18 décembre 2011. n° Hors-série 10. DOI 10.4000/vertigo.11382.

GATIEN-TOURNAT, Amandine, 2013. Spécificités de l'agriculture dans les vallées principales du bassin versant de la Maine. In : . p. 369.

GÉOGRAPHIQUE, GéoInformations-Espace interministériel de l'information, 2015. Mise en ligne de CORINE Land Cover 2012. 8 septembre 2015.

GOBIN, J, 2013. Influence de la structure du bocage sur les amphibiens et les reptiles. In : . 2013. p. 8.

GROSSELET, O., GOURET, L. & DUSOULIER, F. (coord.)(2011) - Les Amphibiens et les reptiles de la Loire-Atlantique à l'aube de XXIe siècle : identification, distribution, conservation. Éditions De mare en mare, Saint-Sébastien-sur-Loire. 207 p.

GU, Weidong et SWIHART, Robert K, 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. In : *Biological Conservation*. avril 2004. Vol. 116, n° 2, p. 195-203. DOI 10.1016/S0006-3207(03)00190-3.

HANNAH, Lee, 2008. Protected Areas and Climate Change. In : *Annals of the New York Academy of Sciences*. juin 2008. Vol. 1134, n° 1, p. 201-212. DOI 10.1196/annals.1439.009.

HARTEL, Tibor, SCHWEIGER, Oliver, ÖLLERER, Kinga, COGĂLNICEANU, Dan et ARNTZEN, Jan W., 2010. Amphibian distribution in a traditionally managed rural landscape of Eastern Europe: Probing the effect of landscape composition. In : *Biological Conservation*. mai 2010. Vol. 143, n° 5, p. 1118-1124. DOI 10.1016/j.biocon.2010.02.006.

HEATWOLE, Harold et WILKINSON, John W., 2013. *Amphibian Biology, Volume 11, Part 3: Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere: Western Europe*. S.l. : Pelagic Publishing. ISBN 978-1-907807-57-2.

HECNAR, Stephen J. et M'CLOSKEY, Robert T., 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. In : *Biological Conservation*. février 1997. Vol. 79, p. 123-131. DOI 10.1016/s0006-3207(96)00113-9.

HERMOSO, Virgilio, MORÁN-ORDÓÑEZ, Alejandra et BROTONS, Lluís, 2018. Assessing the role of Natura 2000 at maintaining dynamic landscapes in Europe over the last two decades: implications for conservation. In : *Landscape Ecology*. août 2018. Vol. 33, n° 8, p. 1447-1460. DOI 10.1007/s10980-018-0683-3.

HIJMANS, Robert J, PHILLIPS Steven, LEATHWICKJohn and ELITJane. 2017. Package 'dismo', January 9, 2017, URL : https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/dismo.pdf

INGLADA, Jordi, 2016. La première carte d'occupation des sols 2016 de la France avec Sentinel-2 | Séries Temporelles. 2016.

JACOB, Jean-Paul et DENOËL, Mathieu, 2007. Triturus cristatus (Laurenti, 1768). In : . p. 17.

JETZ, Walter, WILCOVE, David S. et DOBSON, Andrew P., 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. In : *PLOS Biology*. 5 juin 2007. Vol. 5, n° 6, p. e157. DOI 10.1371/journal.pbio.0050157.

JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto et LOBO, Jorge M., 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. In : *Acta Oecologica*. mai 2007. Vol. 31, n° 3, p. 361-369. DOI 10.1016/j.actao.2007.02.001.

JOLY, P, MIAUD, C, LEHMANN, A, GROLET,O., 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts, Conservation Biology 15. 239–248.

KIESECKER, Joseph M., BLAUSTEIN, Andrew R. et BELDEN, Lisa K., 2001. Complex causes of amphibian population declines. In : *Nature*. 5 avril 2001. Vol. 410, n° 6829, p. 681-684. DOI 10.1038/35070552.

LILLO, Francesco, FARAONE, Francesco Paolo et LO VALVO, Mario, 2011. Can the introduction of Xenopus laevis affect native amphibian populations? Reduction of reproductive occurrence in presence of the invasive species. In : *Biological Invasions*. juillet 2011. Vol. 13, n° 7, p. 1533-1541. DOI 10.1007/s10530-010-9911-8.

LOYOLA, Rafael D., LEMES, Priscila, BRUM, Fernanda T., PROVETE, Diogo B. et DUARTE, Leandro D. S., 2014. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. In : *Ecography*. janvier 2014. Vol. 37, n° 1, p. 65-72. DOI 10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x.

MARCHADOUR, B. (coord.), 2009. Mammifères, Amphibiens et Reptiles prioritaires en Pays de la Loire. Coordination régionale LPO Pays de la Loire, Conseil régional des Pays de la Loire, 125 p.

MAZEROLLE, Marc J., 2004. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. In : *Herpetologica*. mars 2004. Vol. 60, n° 1, p. 45-53. DOI 10.1655/02-109.

MEASEY, G. John et FOUQUET, Antoine, 2006. Plotting the course of an African clawed frog invasion in Western France. In : *Animal Biology*. 1 janvier 2006. Vol. 56, n° 1, p. 95-102. DOI 10.1163/157075606775904722.

MEDINA, Regina Gabriela, PONSSA, Maria Laura et ARÁOZ, Ezequiel, 2016. Environmental, land cover and land use constraints on the distributional patterns of anurans: Leptodacylus species (Anura, Leptodactylidae) from Dry Chaco. In : *PeerJ*. 3 novembre 2016. Vol. 4, p. e2605. DOI 10.7717/peerj.2605.

MEEK, Roger, 2012. Patterns of amphibian road-kills in the Vendée region of Western France. In : . p. 9.

MEYER, William B. et TURNER, B. L., 1992. Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. In : *Annual Review of Ecology and Systematics*. novembre 1992. Vol. 23, n° 1, p. 39-61. DOI 10.1146/annurev.es.23.110192.000351.

MORALES, H. D., ABRAMOWITZ, L., GERTZ, J., SOWA, J., VOGEL, A. et ROBERT, J., 2010. Innate Immune Responses and Permissiveness to Ranavirus Infection of Peritoneal Leukocytes in the Frog Xenopus laevis. In : *Journal of Virology*. 15 mai 2010. Vol. 84, n° 10, p. 4912-4922. DOI 10.1128/JVI.02486-09.

NORI, Javier, LEMES, Priscila, URBINA-CARDONA, Nicolás, BALDO, Diego, LESCANO, Julián et LOYOLA, Rafael, 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. In : *Biological Conservation*. novembre 2015. Vol. 191, p. 367-374. DOI 10.1016/j.biocon.2015.07.028.

OCHOA-OCHOA, Leticia, URBINA-CARDONA, J. Nicolás, VÁZQUEZ, Luis-Bernardo, FLORES-VILLELA, Oscar et BEZAURY-CREEL, Juan, 2009. The Effects of Governmental Protected Areas and Social Initiatives for Land Protection on the Conservation of Mexican Amphibians. In : RANDS, Sean (éd.), *PLoS ONE*. 1 septembre 2009. Vol. 4, n° 9, p. e6878. DOI 10.1371/journal.pone.0006878.

PARMESAN, Camille, 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. In : *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. décembre 2006. Vol. 37, n° 1, p. 637-669. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

PETERSON, A. Townsend, SOBERÓN, Jorge, PEARSON, Richard G., ANDERSON, Robert P., MARTÍNEZ-MEYER, Enrique, NAKAMURA, Miguel et ARAÚJO, Miguel B., 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. S.l. : Princeton University Press. ISBN 978-1-4008-4067-0.

PHILLIPS, Steven J., DUDÍK, Miroslav, ELITH, Jane, GRAHAM, Catherine H., LEHMANN, Anthony, LEATHWICK, John et FERRIER, Simon, 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. In : *Ecological Applications*. janvier 2009. Vol. 19, n° 1, p. 181-197. DOI 10.1890/07-2153.1.

PIK, 2004. Potsdam Institute for Climate Research. ATEAM Final Report, 2004. Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling, Potsdam. www.pik-potsdam.de/ateam/

POUNDS, J. Alan, FOGDEN, Michael P. L. et CAMPBELL, John H., 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. In : *Nature*. avril 1999. Vol. 398, n° 6728, p. 611-615. DOI 10.1038/19297.

PRÉAU, Clémentine, ISSELIN-NONDEDEU, Francis, SELLIER, Yann, BERTRAND, Romain et GRANDJEAN, Frédéric, 2018a. Predicting suitable habitats of four range margin amphibians under climate and land-use changes in southwestern France. In : *Regional Environmental Change*. 10 juillet 2018. DOI 10.1007/s10113-018-1381-z.

PRICE, Stephen J., GARNER, Trenton W.J., NICHOLS, Richard A., BALLOUX, François, AYRES, César, MORA-CABELLO DE ALBA, Amparo et BOSCH, Jaime, 2014. Collapse of Amphibian Communities Due to an Introduced Ranavirus. In : *Current Biology*. novembre 2014. Vol. 24, n° 21, p. 2586-2591. DOI 10.1016/j.cub.2014.09.028.

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

RELYEA, Rick A., 2003. Predator curs and pesticides : a double dose of danger for amphibians. In : *Ecological Applications*. décembre 2003. Vol. 13, n° 6, p. 1515-1521. DOI 10.1890/02-5298.

RELYEA, Rick A., SCHOEPPNER, Nancy M. et HOVERMAN, Jason T., 2005. Pesticides and amphibians : the importance of community context. In : *Ecological Applications*. août 2005. Vol. 15, n° 4, p. 1125-1134. DOI 10.1890/04-0559.

RELYEA, Rick A. et JONES, Devin K., 2009. The toxicity of Roundup Original Max® to 13 species of larval amphibians. In : *Environmental toxicology and chemistry*. 2009. Vol. 28, n° 9, p. 2004–2008.

RENAUD, Puissauve, 2013. Le Trition crêté, Triturus cristatus (Laurenti, 1768). In : . p. 5.

RIBEIRO, Raquel, CARRETERO, Miguel A., SILLERO, Neftalí, ALARCOS, Gonzalo, ORTIZ-SANTALIESTRA, Manuel, LIZANA, Miguel et LLORENTE, Gustavo A., 2011. The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns? In : *Landscape Ecology*. mai 2011. Vol. 26, n° 5, p. 673-682. DOI 10.1007/s10980-011-9592-4.

RILEY, Seth P. D., BUSTEED, Gary T., KATS, Lee B., VANDERGON, Thomas L., LEE, Lena F. S., DAGIT, Rosi G., KERBY, Jacob L., FISHER, Robert N. et SAUVAJOT, Raymond M., 2005. Effects of Urbanization on the Distribution and Abundance of Amphibians and Invasive Species in Southern California Streams. In : *Conservation Biology*. décembre 2005. Vol. 19, n° 6, p. 1894-1907. DOI 10.1111/j.1523-1739.2005.00295.x.

RÖDDER, D, KIELGAST, J et LÖTTERS, S, 2010. Future potential distribution of the emerging amphibian chytrid fungus under anthropogenic climate change. In : *Diseases of Aquatic Organisms*. 7 avril 2010. Vol. 92, n° 3, p. 201-207. DOI 10.3354/dao02197.

RODRIGUES, Ana S. L., ANDELMAN, Sandy J., BAKARR, Mohamed I., BOITANI, Luigi, BROOKS, Thomas M., COWLING, Richard M., FISHPOOL, Lincoln D. C., DA FONSECA, Gustavo A. B., GASTON, Kevin J., HOFFMANN, Michael, LONG, Janice S., MARQUET, Pablo A., PILGRIM, John D., PRESSEY, Robert L., SCHIPPER, Jan, SECHREST, Wes, STUART, Simon N., UNDERHILL, Les G., WALLER, Robert W., WATTS, Matthew E. J. et YAN, Xie, 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. In : *Nature*. avril 2004. Vol. 428, n° 6983, p. 640-643. DOI 10.1038/nature02422.

ROSA, G. M., ANZA, I., MOREIRA, P. L., CONDE, J., MARTINS, F., FISHER, M. C. et BOSCH, J., 2013. Evidence of chytrid-mediated population declines in common midwife toad in Serra da Estrela, Portugal: *Alytes obstetricans* population declines driven by chytridiomycosis. In : *Animal Conservation*. juin 2013. Vol. 16, n° 3, p. 306-315. DOI 10.1111/j.1469-1795.2012.00602.x.

SCHOENER, T.W., 1970 Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. Ecology, 51, 408–418.

SCHOORL, Jaap et ZUIDERWIJK, Annie, 1980. Ecological Isolation in Triturus cristatus and Triturus marmoratus (Amphibia: Salamandridae). In : *Amphibia-Reptilia*. 1 janvier 1980. Vol. 1, p. 235-252. DOI 10.1163/156853881x00357.

SEGURADO, Pedro et ARAÚJO, Miguel B., 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions: Methods for modelling species distributions. In : *Journal of Biogeography*. 13 septembre 2004. Vol. 31, n° 10, p. 1555-1568. DOI 10.1111/j.1365-2699.2004.01076.x.

SEMLITSCH, Raymond D., 2008. Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. In : *Journal of Wildlife Management*. janvier 2008. Vol. 72, n° 1, p. 260-267. DOI 10.2193/2007-082.

SKERRATT, Lee Francis, BERGER, Lee, SPEARE, Richard, CASHINS, Scott, MCDONALD, Keith Raymond, PHILLOTT, Andrea Dawn, HINES, Harry Bryan et KENYON, Nicole, 2007. Spread of Chytridiomycosis Has Caused the Rapid Global Decline and Extinction of Frogs. In : *EcoHealth*. 5 juillet 2007. Vol. 4, n° 2, p. 125-134. DOI 10.1007/s10393-007-0093-5.

SMITH, G. R., RETTIG, J. E., MITTELBACH, G. G., VALIULIS, J. L. et SCHAACK, S. R., 1999. The effects of fish on assemblages of amphibians in ponds: a field experiment. In : *Freshwater Biology*. juin 1999. Vol. 41, n° 4, p. 829-837. DOI 10.1046/j.1365-2427.1999.00445.x.

SMITH, M. Alex et GREEN, David M., 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? In : *Ecography*. 1 février 2005. Vol. 28, n° 1, p. 110-128. DOI 10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x.

SNODGRASS, Joel W., CASEY, Ryan E., JOSEPH, Debra et SIMON, Judith A., 2008. Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species. In : *Environmental Pollution*. juillet 2008. Vol. 154, n° 2, p. 291-297. DOI 10.1016/j.envpol.2007.10.003.

SNYDER, Gregory K. et WEATHERS, Wesley W., 1975. Temperature Adaptations in Amphibians. In : *The American Naturalist*. 1 janvier 1975. Vol. 109, n° 965, p. 93-101. DOI 10.1086/282976.

STAGL, Judith, HATTERMANN, Fred F. et VOHLAND, Katrin, 2015. Exposure to climate change in Central Europe: What can be gained from regional climate projections for management decisions of protected areas? In : *Regional Environmental Change*. octobre 2015. Vol. 15, n° 7, p. 1409-1419. DOI 10.1007/s10113-014-0704-y.

TATIN, David, 2010. Les mares et amphibiens de la vallée du Calavon et du pays d'Apt: étude et premières mesures de gestion conservatoire. 2010.

TEIXEIRA, J et ARNTZEN, J W, 2002. Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, Chioglossa lusitanica, on the Iberian Peninsula. In : . p. 11.

THORN, R. 1968. Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du nord. Ed. Lechevalier, Paris. 376 PP

THUILLER, Wilfried, ARAÚJO, Miguel B et LAVOREL, Sandra, 2004. Do we need land-cover data to model species distributions in Europe?: Do land-cover data improve bioclimatic models? In : *Journal of Biogeography*. mars 2004. Vol. 31, n° 3, p. 353-361. DOI 10.1046/j.0305-0270.2003.00991.x.

THUILLER, Wilfried, LAFOURCADE, Bruno, ENGLER, Robin et ARAÚJO, Miguel B., 2008. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. In : *Ecography*. Vol. 32, n° 3, p. 369-373. DOI 10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x.

THUILLER Wilfried, GEORGES Damien, 2016. Package 'biomod2' , March 1, 2016, URL : https://cran.r-project.org/web/packages/biomod2/biomod2.pdf

TITEUX, Nicolas, HENLE, Klaus, MIHOUB, Jean-Baptiste, REGOS, Adrián, GEIJZENDORFFER, Ilse R., CRAMER, Wolfgang, VERBURG, Peter H. et BROTONS, Lluís, 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. In : *Global Change Biology*. juillet 2016. Vol. 22, n° 7, p. 2505-2515. DOI 10.1111/gcb.13272.

TROCHET, Audrey, MOULHERAT, Sylvain, CALVEZ, Olivier, STEVENS, Virginie M, CLOBERT, Jean et SCHMELLER, Dirk S, 2014. A database of life-history traits of European amphibians. In : *Biodiversity Data Journal*. 30 octobre 2014. n° 2. DOI 10.3897/BDJ.2.e4123.

TRUMBO, D.R., BURGETT, A.A. et KNOUFT, J.H., 2011. Testing climate-based species distribution models with recent field surveys of pond-breeding amphibians in eastern Missouri. In : *Canadian Journal of Zoology*. novembre 2011. Vol. 89, n° 11, p. 1074-1083. DOI 10.1139/z11-083.

TRYJANOWSKI, Piotr, RYBACKI, Mariusz et SPARKS, Tim, 2003. Changes in the first spawning dates of common frogs and common toads in western Poland in 1978–2002. In : . Vol. 40, p. 6.

UICN France, MNHN & SHF (2015). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. Paris, France

VERBURG, P.H., DE KONING, G.H.J., KOK, K., VELDKAMP, A. et BOUMA, J., 1999. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. In : *Ecological Modelling*. mars 1999. Vol. 116, n° 1, p. 45-61. DOI 10.1016/S0304-3800(98)00156-2.

VERBURG, Peter H., SOEPBOER, Welmoed, VELDKAMP, A., LIMPIADA, Ramil, ESPALDON, Victoria et MASTURA, Sharifah S.A., 2002. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. In : *Environmental Management*. septembre 2002. Vol. 30, n° 3, p. 391-405. DOI 10.1007/s00267-002-2630-x.

WALLS, Susan C., BARICHIVICH, William J. et BROWN, Mary E., 2013. Drought, Deluge and Declines: The Impact of Precipitation Extremes on Amphibians in a Changing Climate. In : *Biology*. 11 mars 2013. Vol. 2, n° 1, p. 399-418. DOI 10.3390/biology2010399.

WARREN, D.L., GLOR, R.E. & TURELLI, M. ,2008 Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. Evolution, 62, 2868–2883.

WATSON, James E. M., DUDLEY, Nigel, SEGAN, Daniel B. et HOCKINGS, Marc, 2014. The performance and potential of protected areas. In : *Nature*. novembre 2014. Vol. 515, n° 7525, p. 67-73. DOI 10.1038/nature13947.

WESTHOEK, H.J., VAN DEN BERG, M. et BAKKES, J.A., 2006. Scenario development to explore the future of Europe's rural areas. In : *Agriculture, Ecosystems & Environment*. mai 2006. Vol. 114, n° 1, p. 7-20. DOI 10.1016/j.agee.2005.11.005.

WYMAN, Richard L. et HAWKSLEY-LESCAULT, Dianne S., 1987. Soil Acidity Affects Distribution, Behavior, and Physiology of the Salamader Plethodon Cinereus. In : *Ecology*. décembre 1987. Vol. 68, n° 6, p. 1819-1827. DOI 10.2307/1939873.

WYMAN, Richard L. et JANCOLA, Jeannette, 1992. Degree and Scale of Terrestrial Acidification and Amphibian Community Structure. In : *Journal of Herpetology*. décembre 1992. Vol. 26, n° 4, p. 392. DOI 10.2307/1565115.

YODER, Barbara J. et PETTIGREW-CROSBY, Rita E., 1995. Predicting nitrogen and chlorophyll content and concentrations from reflectance spectra (400–2500 nm) at leaf and canopy scales. In : *Remote Sensing of Environment*. septembre 1995. Vol. 53, n° 3, p. 199-211. DOI 10.1016/0034-4257(95)00135-N.

ZETTERBERG, Andreas, MÖRTBERG, Ulla M. et BALFORS, Berit, 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. In : *Landscape and Urban Planning*. avril 2010. Vol. 95, n° 4, p. 181-191. DOI 10.1016/j.landurbplan.2010.01.002.

VII. Webographie

Atlas régional de l'occupation des sols en France, 2016 : http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2016/atlas-regional-de-loccupation-des-sols-en-france__clc_.pdf

IUCN red list of thretened species, 2018 : http://www.iucnredlist.org/

Direction générale de l'énergie et du climat, 2013 : http://www2.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ONERC_decouvrir_scenarios_Giec.pdf

Dossier territorial Pays de la Loire, 2015 : http://www.prefectures-regions.gouv.fr/content/download/9816/63472/file/Dossier%20territorial%20Pays%20de%20la%20Loire_novembre%202015.pdf

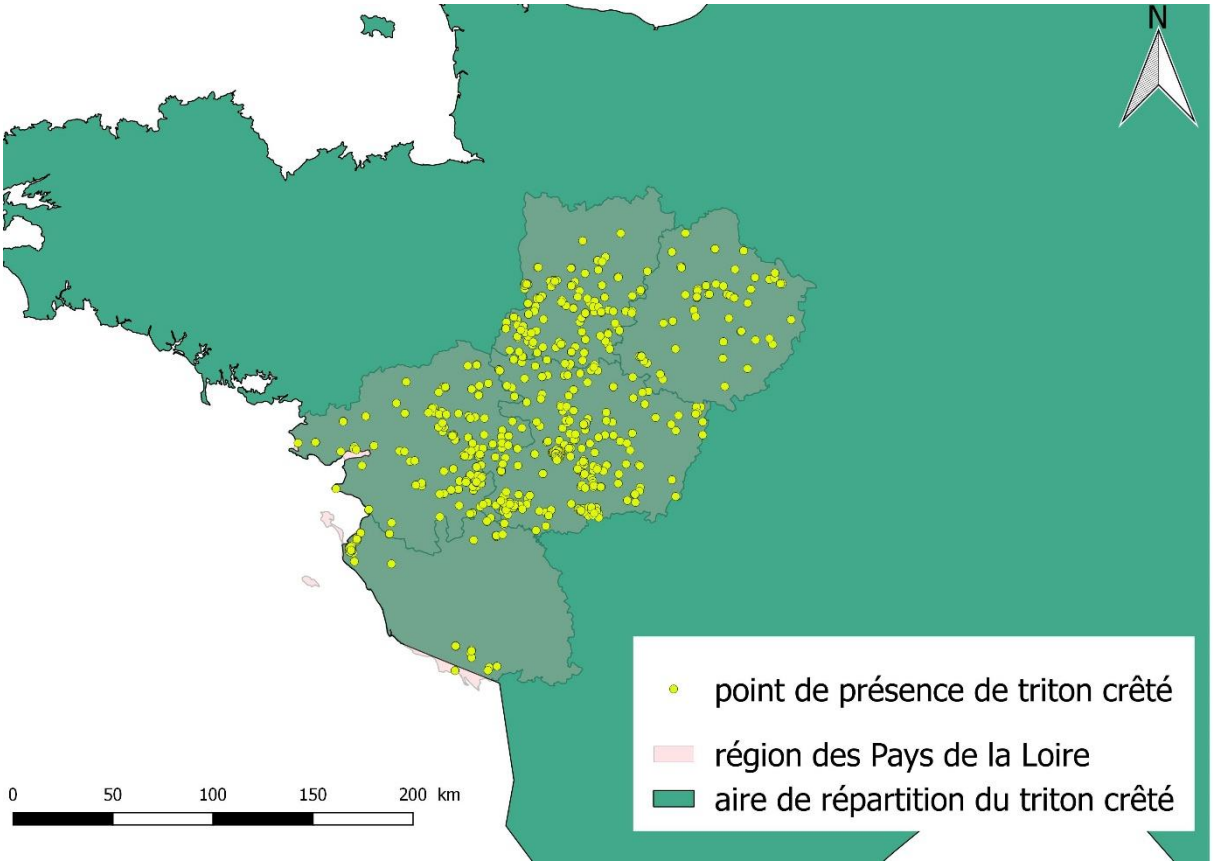
DREAL Pays de la Loire, 2015 : http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/MePaout2015_syntheseConsommation_d_espaceV2.pdf

SRCE, 2015 : http://www.paysdelaloire.fr/uploads/tx_oxcsnewsfiles/1_SRCE_resumenontechnique_modifs_09.09.15.pdf

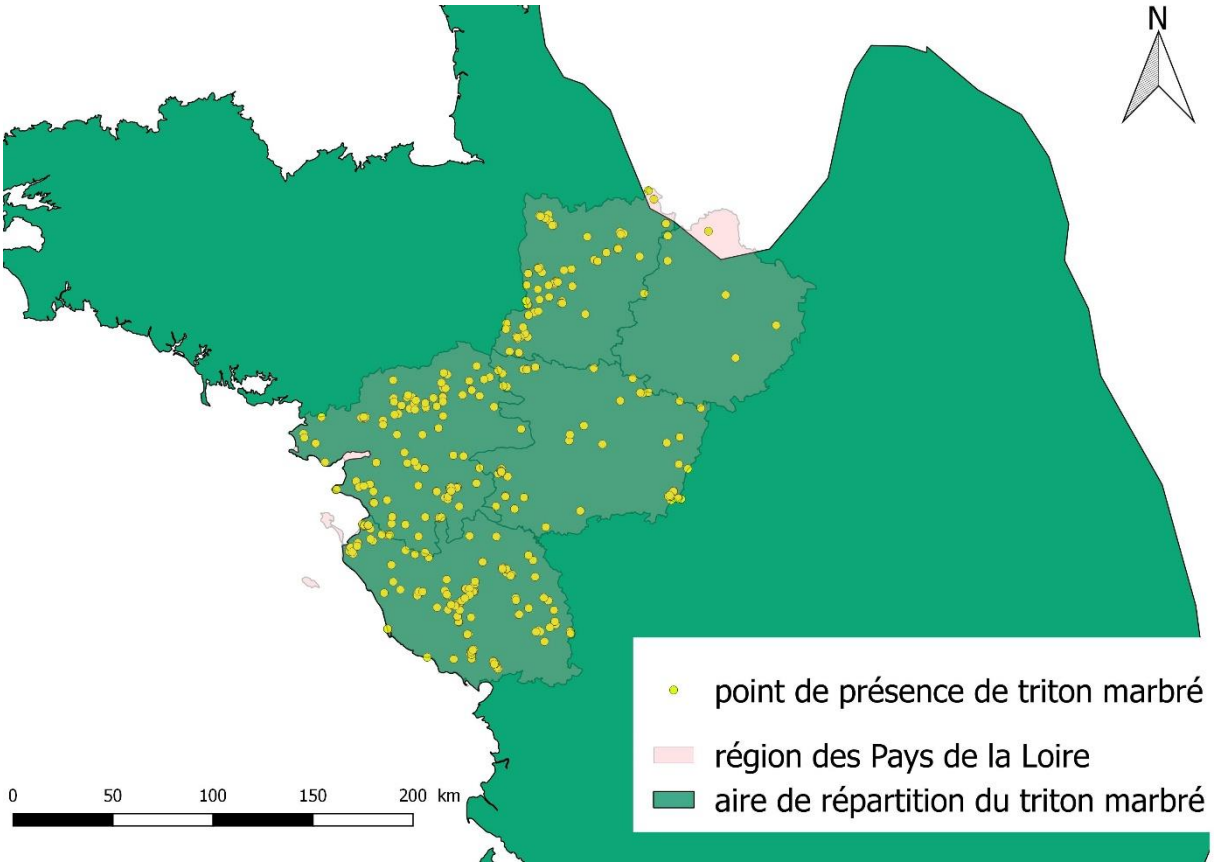
site de téléchargement des données climat : http://climexp.knmi.nl

VIII. Annexes

Annexe 1 : Représentation de la distribution de triton crêté en Pays de la Loire et de son aire de répartition (UICN)



Annexe 2 : Représentation de la distribution de triton marbré en Pays de la Loire et de son aire de répartition (UICN)



Annexe 3 : Tableau des variables de couverture du sol utilisées pour le modèle VOS

variable	couche	année	code clc utilisé	libellé utilisés
urbanisation	Corine land cover	2012	111, 112, 121,122, 123, 124, 131, 132 ,133, 141 ,142	tissu urbain continu, discontinu, zones industrielles ou commerciales et installations publiques, réseaux routier et ferroviaire et espaces associés, zones portuaires, aéroports, extraction de matériaux, décharges, chantiers, espaces verts urbains, equipements sportifs et de loisirs
agriculture	Corine land cover	2012	211, 212, 221, 222, 223, 241, 242, 243, 244	terres arables hors périmètre d'irrigation, périmètres irrigués en permanence, vignobles, vergers et petits fruits, oliveraies, cultures annuelles associées à des cultures permanentessystèmes culturaux et parcellaires complexes, surfaces essentiellement, territoires agroforestiersagricoles interrompues par des espaces naturels importants
forêts	Corine land cover	2012	311, 312, 313	forêts de feuillus, de conifères et mélangées
milieux ouverts	Corine land cover	2012	321, 322, 323, 324, 331, 332, 333, 334	pelouses et pâturages naturels, landes et broussailles, végétation sclérophylle,forêt et végétation arbustive en mutation, plages, dunes et sable, roches nues, végétation clairsemée, zones incendiées
prairies	Corine land cover	2012	231	prairies et autres surfaces toujours en herbe à usage agricole
zones_humides	Haute résolution Corine land Cover + Mares répertoriées LPO	2012		

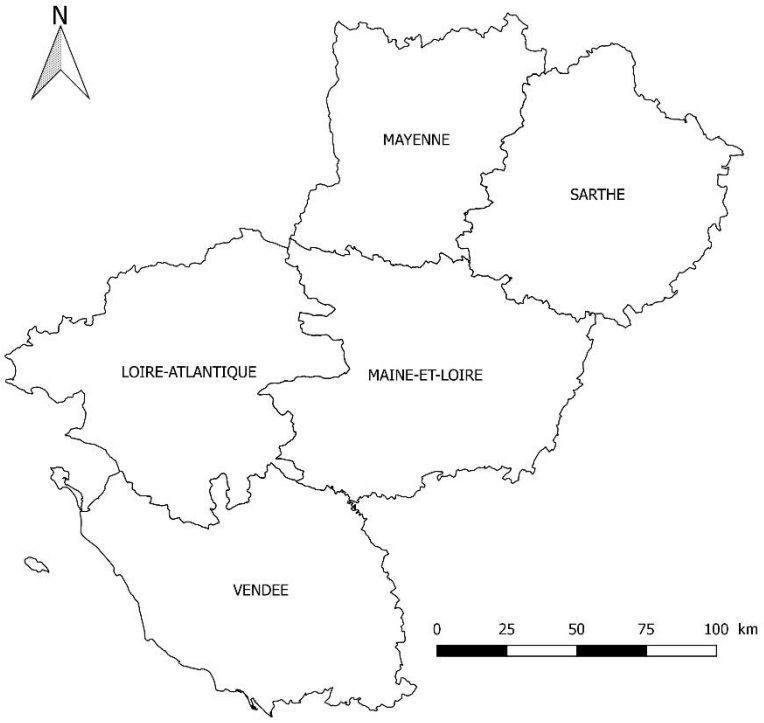
Annexe 4 : Tableau des variables de couverture de sols pour le modèle IMP

variable	conifere	feuillus	prairie	cultures	verger
desciption	Formations végétales principalement constituées par des arbres mais aussi par des buissons et arbustes, où dominent les espèces forestières de conifères.	Formations végétales principalement constituées par des arbres mais aussi par des buissons et des arbustes, où dominent les espèces forestières feuillues.	Toute surface dans laquelle l'herbe ou d'autres plantes fourragères herbacées prédominent depuis cinq années révolues ou plus (sixième déclaration PAC ou plus) ; sont également prairies permanentes les landes, parcours et estives, même pour les surfaces adaptées au pâturage et relevant des pratiques locales établies dans lesquelles l'herbe et les autres plantes fourragères herbacées ne prédominent pas traditionnellement.	Cultures temporaires (terres arables ou prairies) en association avec des cultures permanentes sur les mêmes parcelles. + Juxtaposition de petites parcelles de cultures annuelles diversifiées, de prairies ou de cultures permanentes. + Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants.	Parcelles plantées d'arbres fruitiers ou d'arbustes fruitiers : cultures pures ou mélange d'espèces fruitières, arbres fruitiers en association avec des surfaces toujours en herbe. Y compris les châtaigneraies et les noiseraies.
	vignes	zone_humide	route	urbanisation	haies
	Surfaces plantées de vignes.	Surface d'eau terrestre, naturelle ou artificielle : Toutes les surfaces d'eau de plus de 20 m de long sont incluses, ainsi que les cours d'eau de plus de 7,5 m de large. Tous les bassins maçonnés de plus de 10 m sont inclus. Les zones inondables périphériques (zone périphérique d'un lac de barrage, d'un étang à niveau variable) de plus de 20 m de large sont incluses + données mares récupérées par la LPO	Portion de voie de communication destinée aux automobiles, aux piétons, aux cycles ou aux animaux, homogène pour l'ensemble des attributs et des relations qui la concerne, et qui possèdent réellement un nom de rue droit ou un nom de rue gauche. Le tronçon de route peut être revêtu ou non revêtu (pas de revêtement de surface ou revêtement de surface fortement dégradé)	Données Corine Land Cover 2012 : tissu urbain continu + discontinu + zone industrielles ou commerciales + zones portuaires + aéroports + extraction de matériaux + décharges + chantiers + espaces verts urbains + équipements sportifs et de loisirs	Linéaire de haies LPO (IFN)

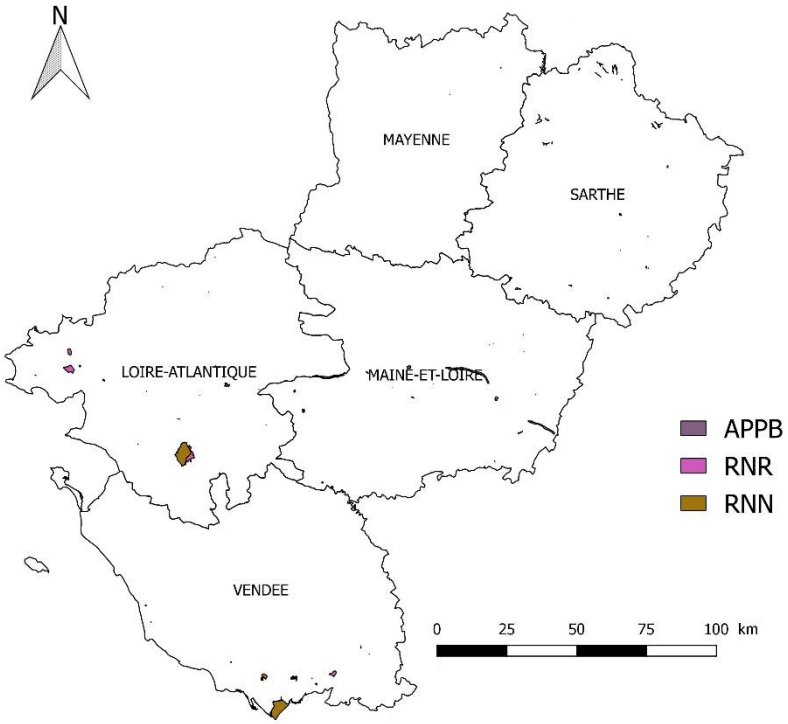
Annexe 5 : Couches utilisées pour la formation des scénarios d'aires protégées du modèle VOS

nom	provenance	couches utilisées	année
SAP	Qgis	pas d'aires protégées	2018
REG	inpn / mnhn	réserve naturelle nationale (RNN), réserve naturelle régionale (RNR), arrêté préfectoral de protection biotope (APPB), réserve biologique (RB)	APPB, RNN et RNR = 2018 RB = 2016
CON	inpn / mnhn	RNN, RNR, APPB, RB, parc naturel régional (PNR), parc naturel marin (PNM), sites du conservatoire du littoral (CL), sites acquis des conservatoires des espaces naturels (CEN), sites natura 2000, zones humides protégées par la convention ramsar	PNR, ramsar et CL = 2018 natura 2000 = 2017 PNM = 2016 CEN = 2013
INV	inpn / mnhn	RNN, RNR, APPB, RB, PNR, CL, PNM, CEN, ramsar, natura 2000, zone importante pour la conservation des oiseaux (ZICO), zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF type 1 et 2)	ZNIEFF 1 et 2 = 2018 ZICO = 1994

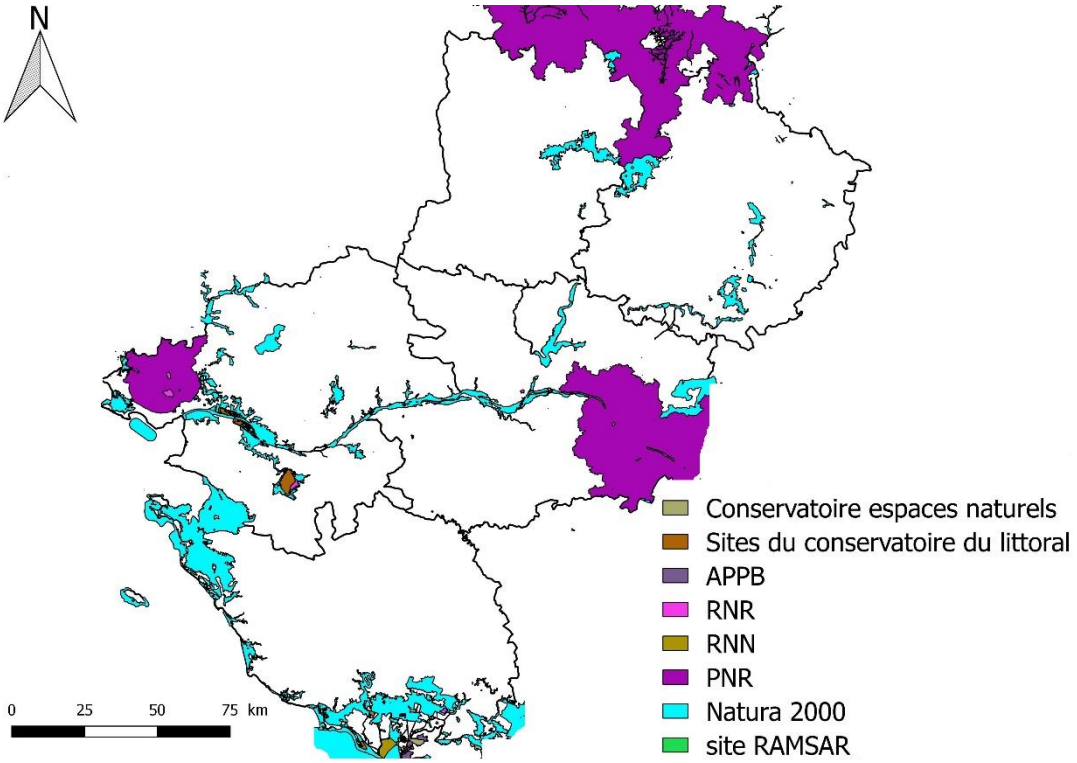
Annexe 6 : Carte des Pays de la Loire ne comprenant aucune zone protégée (scénario SAP)



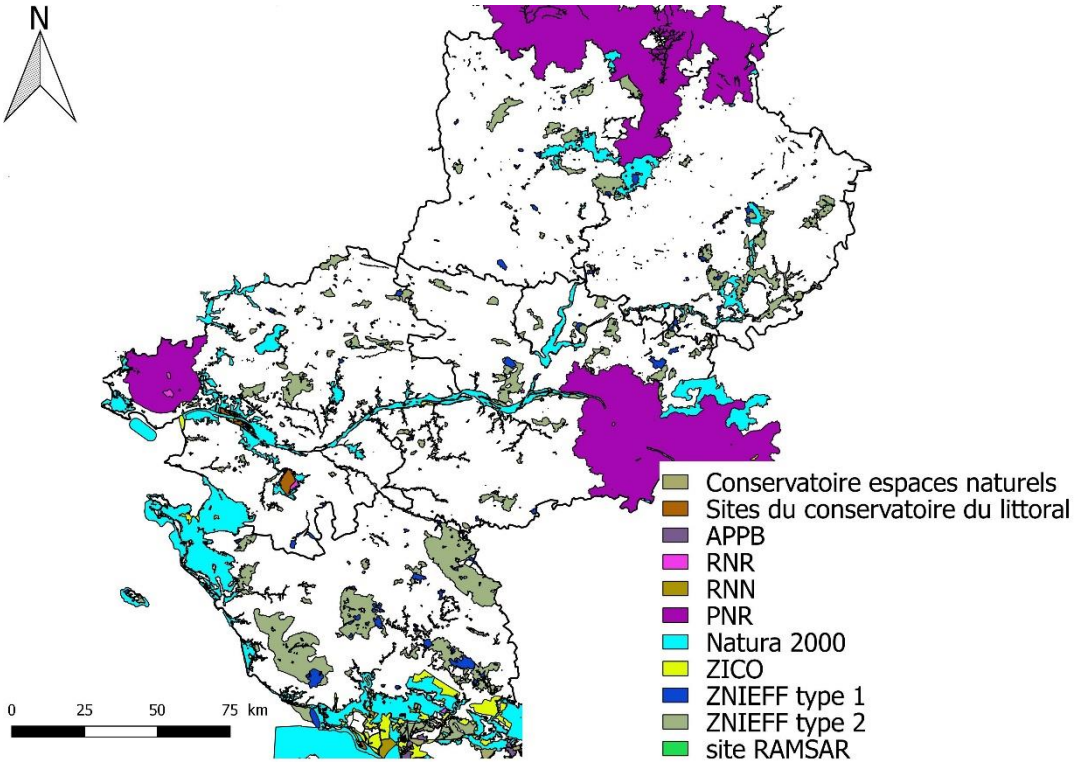
Annexe 7 : Carte des Pays de la Loire ; les zones protégées correspondent aux zones à protection réglementaire (scénario REG)



Annexe 8 : Carte des Pays de la Loire ; les zones protégées correspondent aux zones à protection réglementaire couplée aux zone à protection contractuelle (scénario CON)



Annexe 9 : Carte des Pays de la Loire ; les zones protégées correspondent aux zones à protection réglementaire couplée aux zone à protection contractuelle et aux zones d'inventaires (scénario INV)



Annexe 10 : matrice de conversion des différentes utilisations des sols en Pays de Loire : un 1 correspond à une conversion possible alors qu'un 0 correspond à une conversion impossible

	urbanisation	agriculture	forêt	milieu ouvert	prairie	autre
urbanisation	1	0	0	0	0	0
agriculture	1	1	0	1	1	0
forêt	1	1	1	1	1	0
milieu ouvert	1	1	1	1	1	0
prairie	1	1	0	1	1	0
autre	0	0	0	0	0	1

Annexe 11 : tableau représentant l'élasticité des conversions sur une gamme de 1 qui signifie un changement irréversible à 0 pour une conversion très facile

urbanisation	1
agriculture	0,7
forêts	0,3
milieux ouverts	0,2
prairies	0,2
autre	1

Annexe 12 : Variables utilisées pour les régressions du logiciel CLUE

variable	couche utilisée	nom	année
distance milieu-forêt	Corine land cover	forêt de feuillus, de conifères et mélangées	2012
distance milieu-océan	Corine land cover	Mers et Océan	2012
distance milieu-cours d'eau	BD TOPO	tronçon cours eau	2016
distance milieu-ville	Corine land cover	tissu urbain continu et discontinu	2012
distance milieu-route	BD CARTO	tronçon route	2017
pente	Corine land cover	couche étudiées (agriculture, urbanisation…)	2012
altitude	BD CARTO	tronçon route	2017
densité (hab/km²)	BD TOPO	communes	2016
température	données R. Bertrand	t° 2012 moy	2012
précipitations	données R. Bertrand	p° 2012 moy	2012

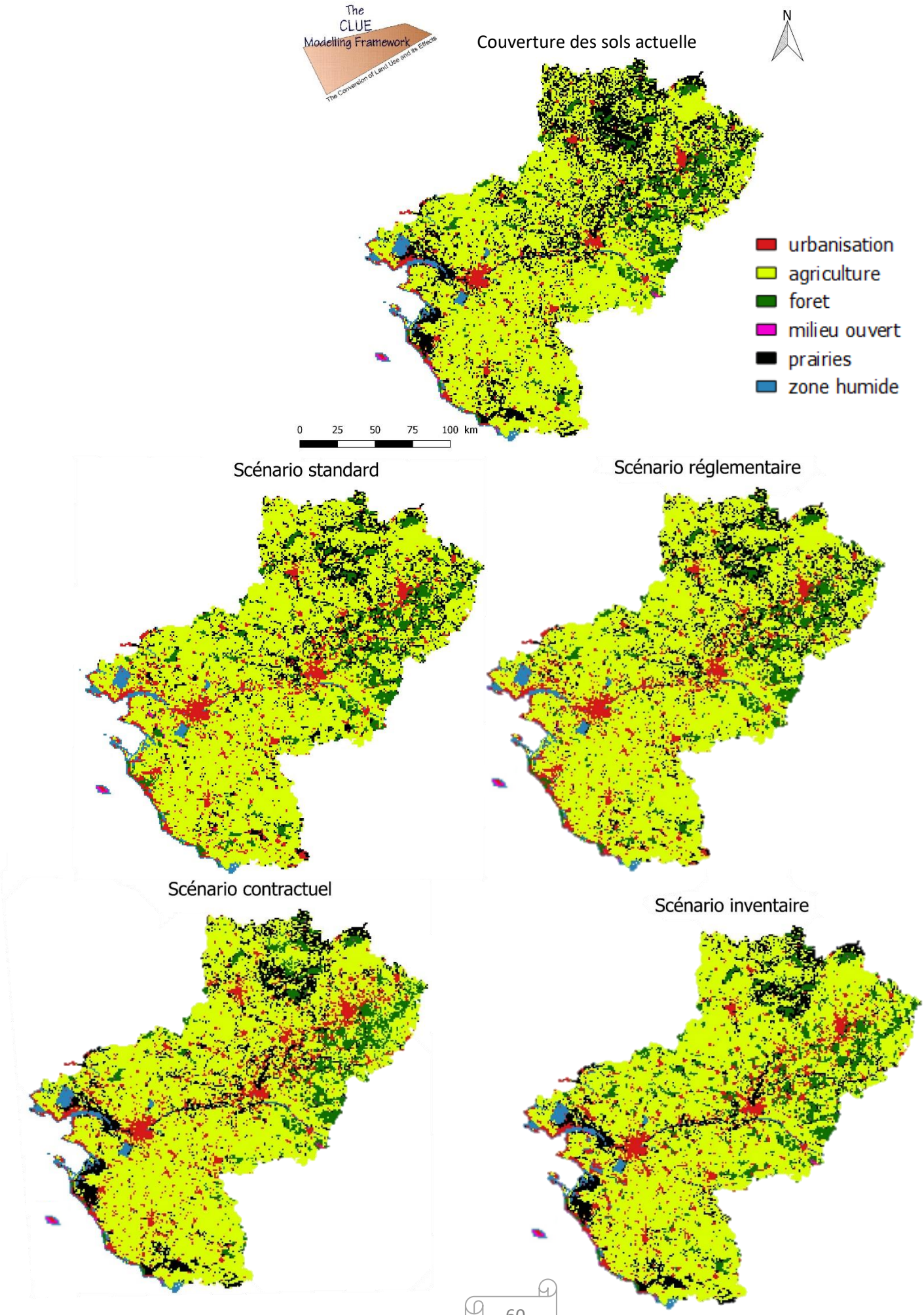
Annexe 13 : Tableau des variables climat utilisées pour les modèles (les valeurs des données de température sont exprimées en degré et celles des précipitations en millimètres)

variable	tri_cri	bioclim 1	bioclim 2	bioclim 3	bioclim 4	bioclim 5	bioclim 6
description	données de présence de triton crêté en Pays de la Loire	**Température moyenne annuelle :** Moyenne de toutes les températures hebdomadaires moyennes. La température hebdomadaire moyenne est la moyenne des températures maximale et minimale d'une semaine donnée.	**Amplitude quotidienne moyenne** (moyenne (max – min de la période) : Moyenne de toutes les amplitudes hebdomadaires de la température. L'amplitude hebdomadaire est la différence entre les températures maximale et minimale d'une semaine donnée.	**Isothermalité** (bioclim 2/bioclim 7) : Amplitude quotidienne moyenne (paramètre 2) divisée par l'amplitude annuelle de la température (paramètre 7).	**Saisonnalité de la température** (C.V.) : Coefficient de variation (C.V.) des températures, ou écart-type des températures hebdomadaires moyennes, en termes de pourcentage de la moyenne annuelle de ces températures. Cette moyenne est exprimée en degrés Kelvin, afin d'éviter le risque de division par zéro, mais on obtient ainsi un C.V. dont la valeur est généralement très basse.	**Température maximale du mois le plus chaud :** La plus élevée de toutes les températures maximales mensuelles.	**Température minimale du mois le plus froid :** La plus basse de toutes les températures minimales mensuelles.
valeur max	1	13	9	40	555,5	24	4,5
valeur min	1	10	5	3	425,33	21	-2

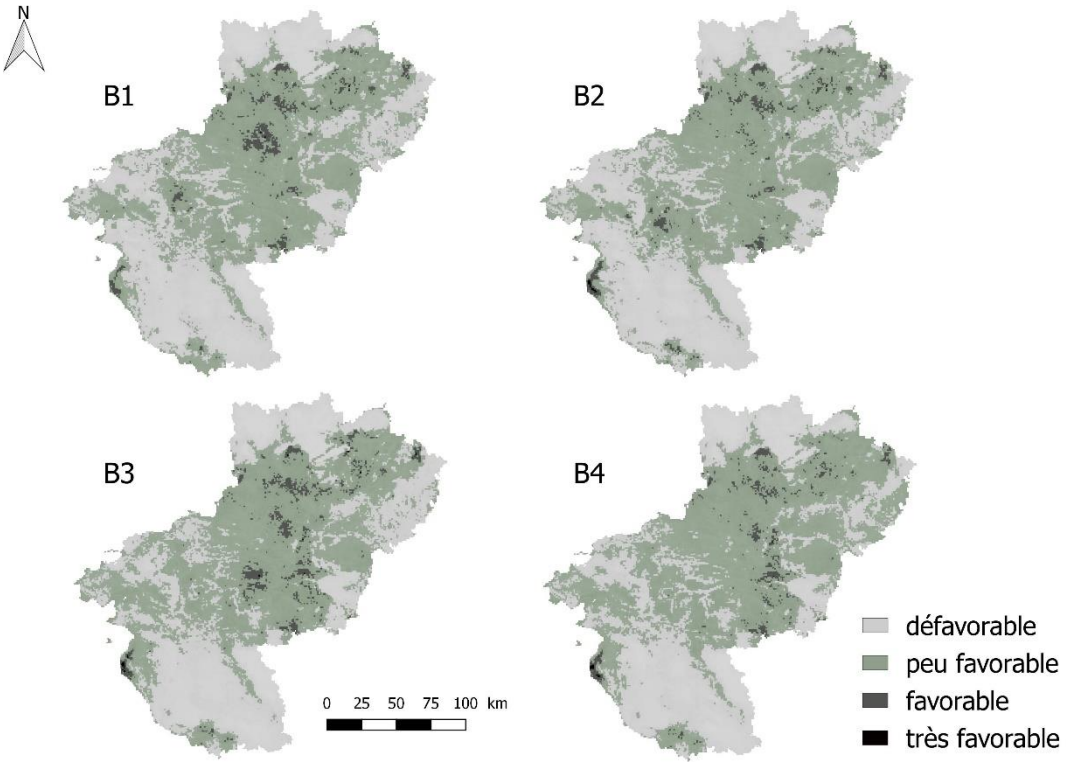
variable	bioclim 7	bioclim 8	bioclim 9	bioclim 10	bioclim 11	bioclim 12	bioclim 13	bioclim 14
description	**Amplitude annuelle de la température** (bioclim 5 - bioclim 6) : Différence entre la température maximale de la période la plus chaude et la température minimale de la période la plus froide.	**Température moyenne du trimestre le plus humide :** Température moyenne du trimestre le plus humide, qui est déterminé à une semaine près.	**Température moyenne du trimestre le plus sec :** Température moyenne du trimestre le plus sec, qui est déterminé à une semaine près.	**Température moyenne du trimestre le plus chaud :** Température moyenne du trimestre le plus chaud, qui est déterminé à une semaine près.	**Température moyenne du trimestre le plus froid :** Température moyenne du trimestre le plus froid, qui est déterminé à une semaine près.	**Précipitations annuelles :** Somme de toutes les précipitations mensuelles estimatives.	**Précipitations du mois le plus humide :** Précipitations du mois le plus humide.	**Précipitations du mois le plus sec :** Précipitations du mois le plus sec
valeur max	24	10	19	19	8	862	108	50,5
valeur min	17	5	16	16	4	649,5	64	33,5

variable	bioclim 15	bioclim 16	bioclim 17	bioclim 18	bioclim 19
description	**Saisonnalité des précipitations** (C.V.) : Coefficient de variation (C.V.) des précipitations, ou écart-type des précipitations estimatives hebdomadaires, en termes de pourcentage de la moyenne annuelle de ces estimations.	**Précipitations du trimestre le plus humide :** Précipitations totales du trimestre le plus humide, qui est déterminé à une semaine près.	**Précipitations du trimestre le plus sec :** Précipitations totales du trimestre le plus sec, qui est déterminé à une semaine près.	**Précipitations du trimestre le plus chaud :** Précipitations totales du trimestre le plus chaud, qui est déterminé à une semaine près.	**Précipitations du trimestre le plus froid :** Précipitations totales du trimestre le plus froid, qui est déterminé à une semaine près
valeur max	34	294	163,5	178	271
valeur min	11,25	189	106	107	180

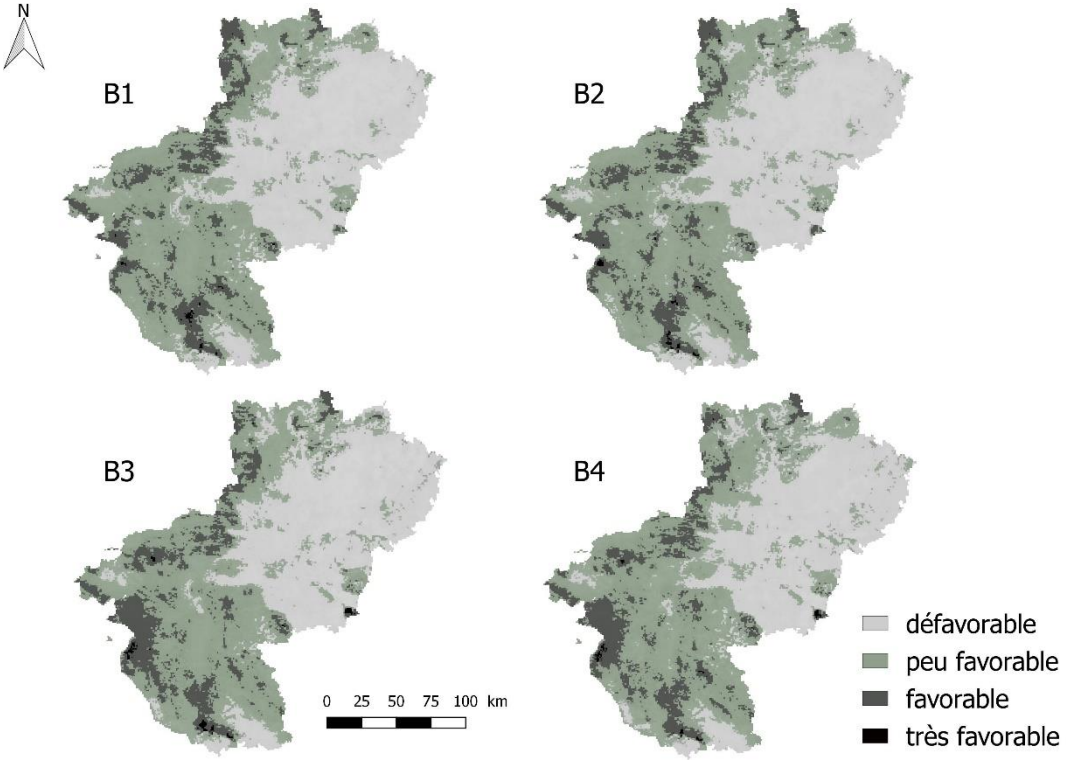
Annexe 14 : Couverture des sols actuelles et futures obtenue avec le logiciel CLUE



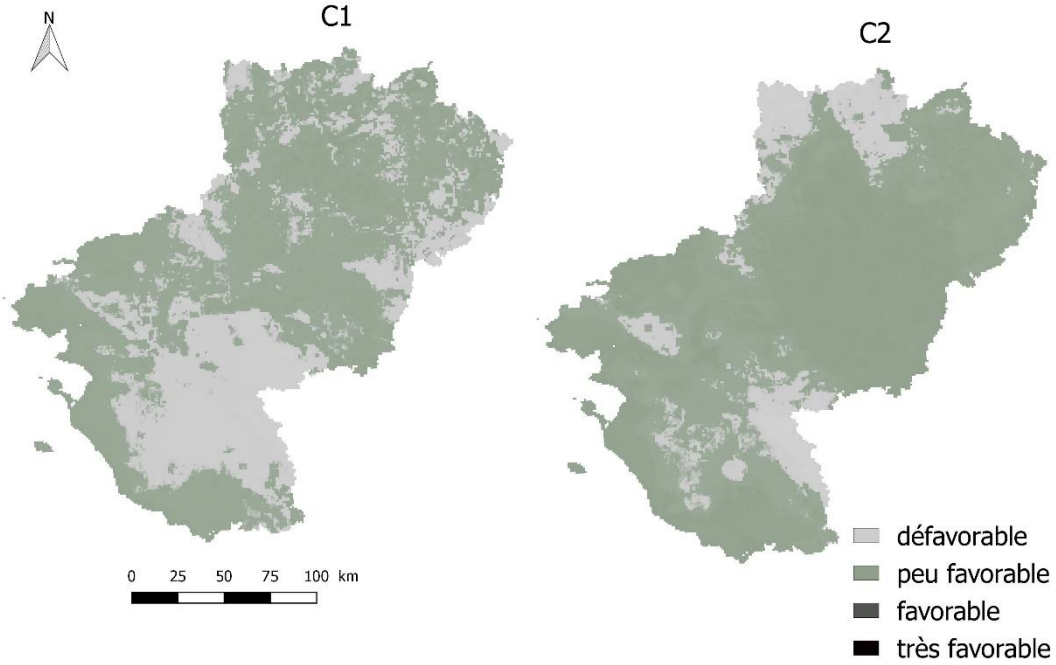
Annexe 15 : Répartition des habitats du triton crêté en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol



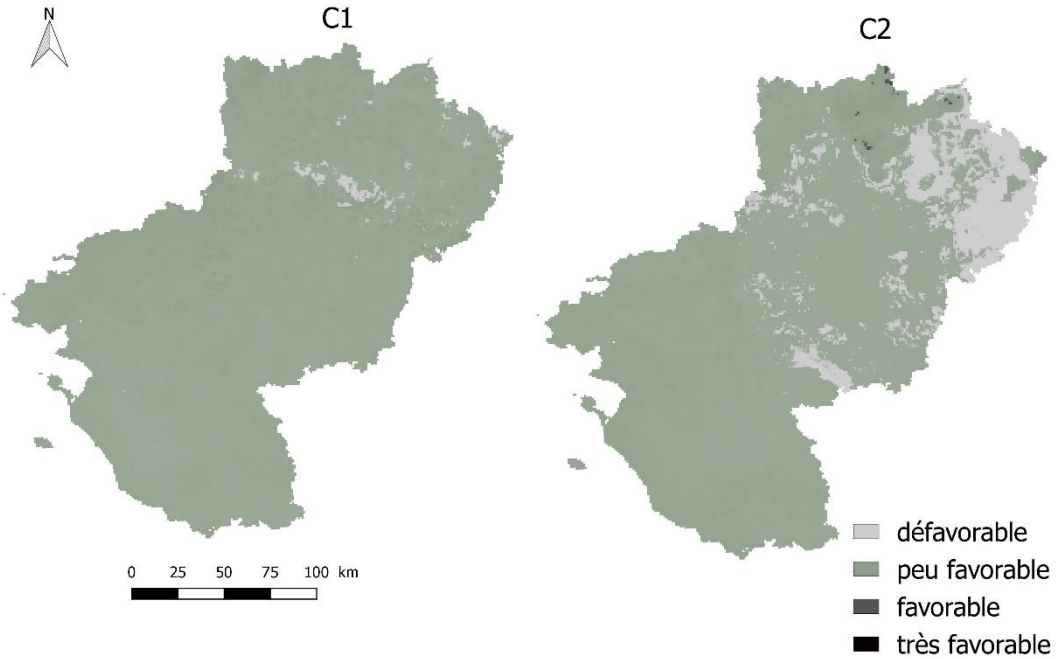
Annexe 16 : Répartition des habitats du triton marbré en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol



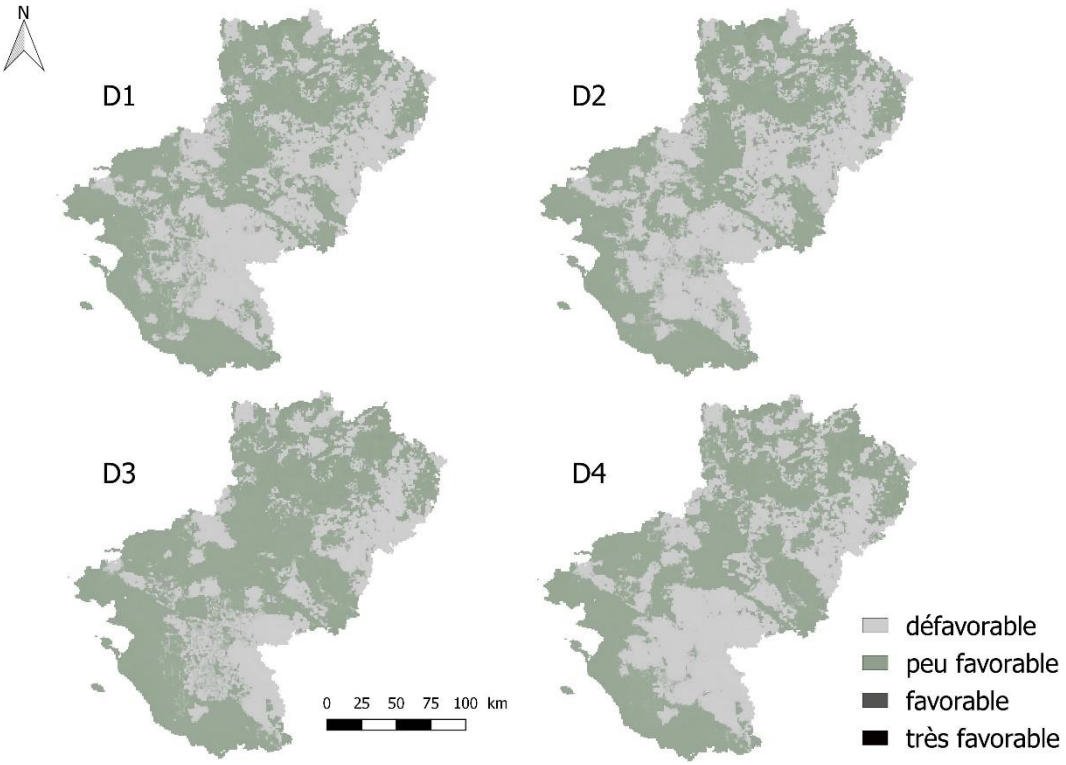
Annexe 17 : Répartition des habitats du triton crêté en fonction des différentes projections de changements climatiques



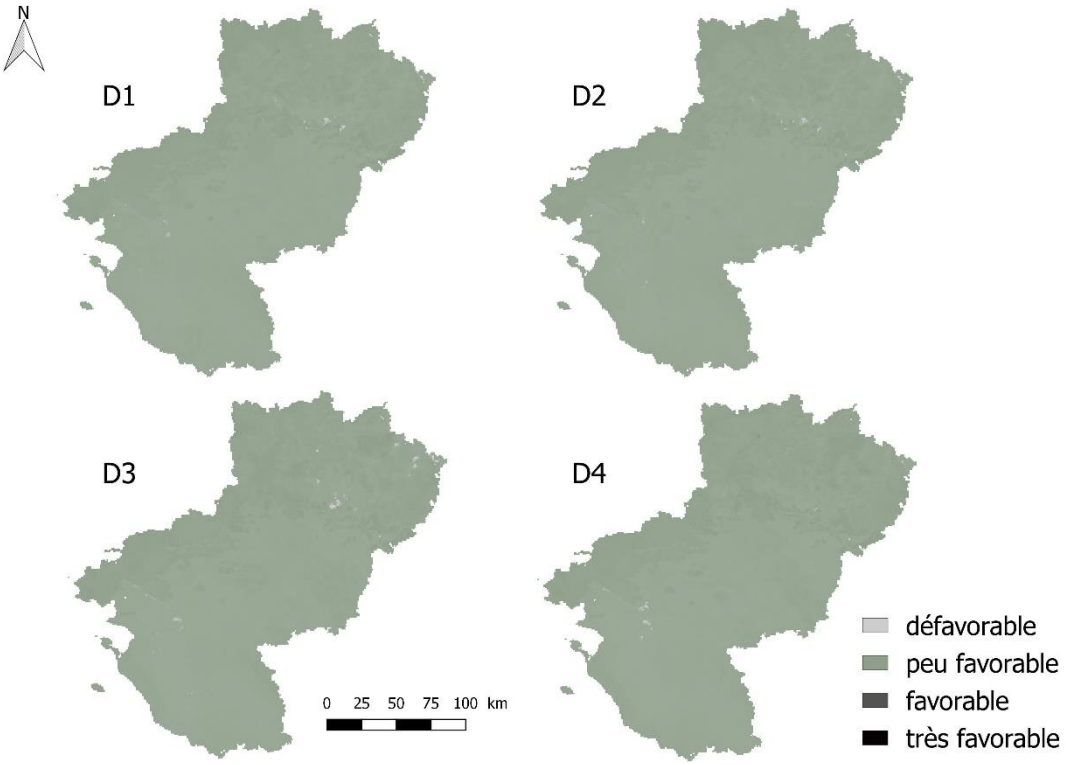
Annexe 18 : Répartition des habitats du triton marbré en fonction des différentes projections de changements climatiques



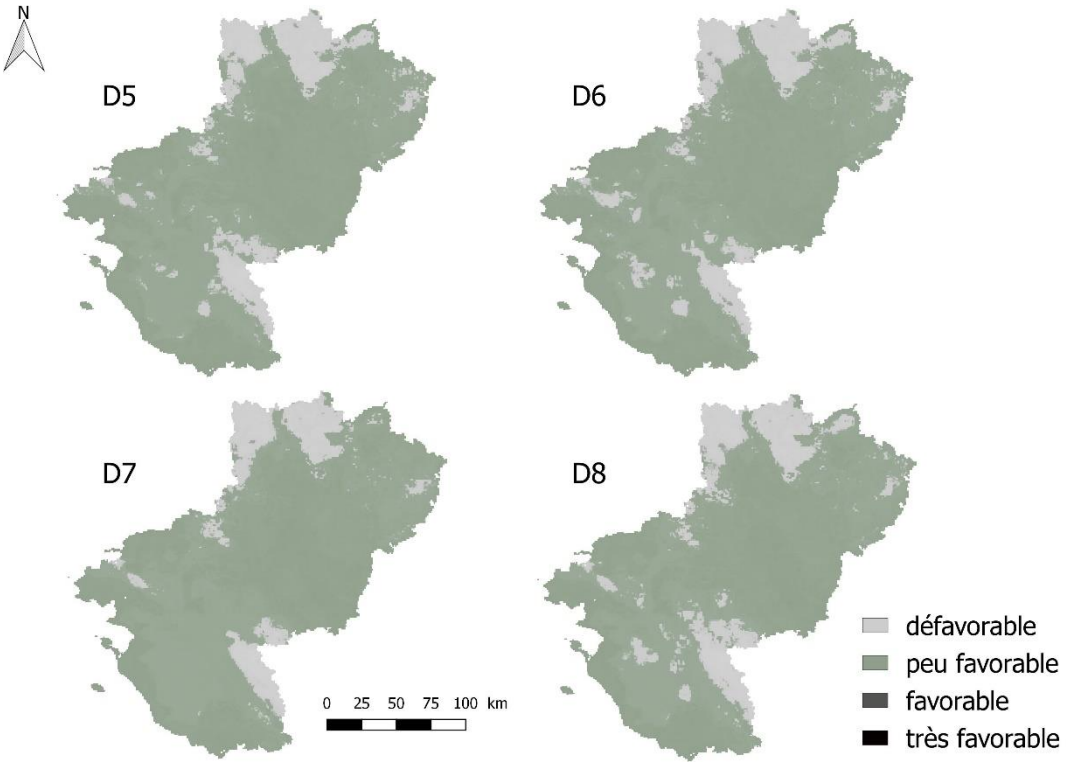
Annexe 19 : Répartition des habitats du triton crêté en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol pour un RCP de 2.6



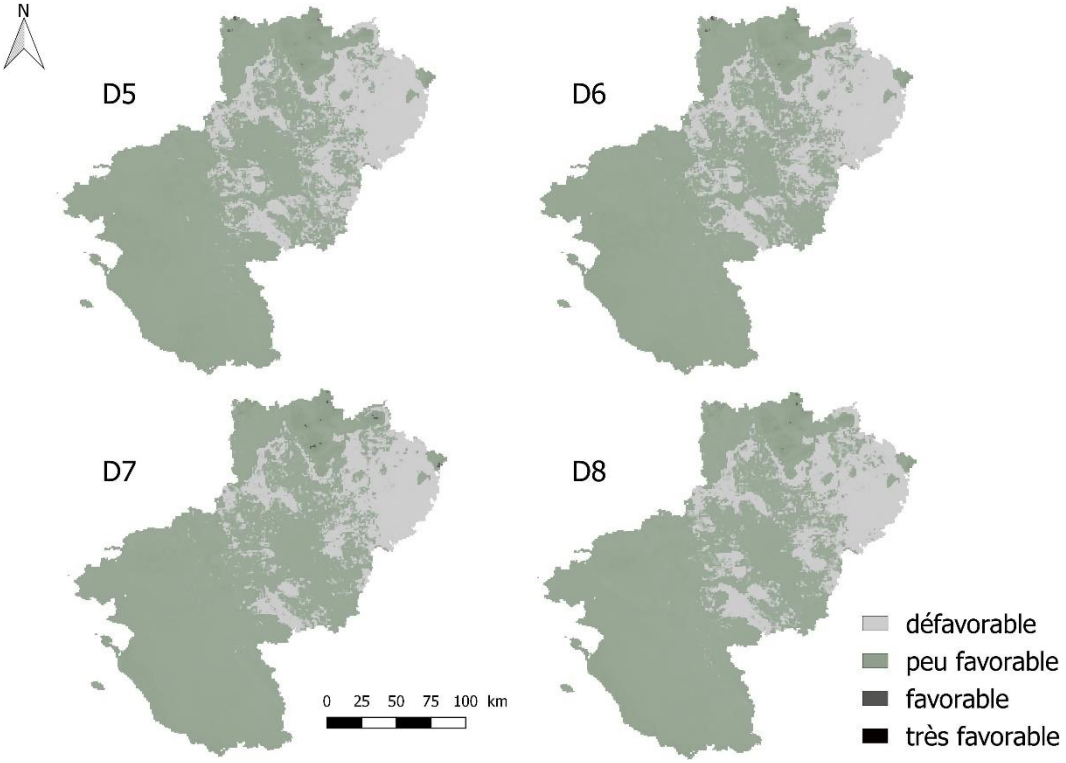
Annexe 20 : Répartition des habitats du triton marbré en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol pour un RCP de 2.6



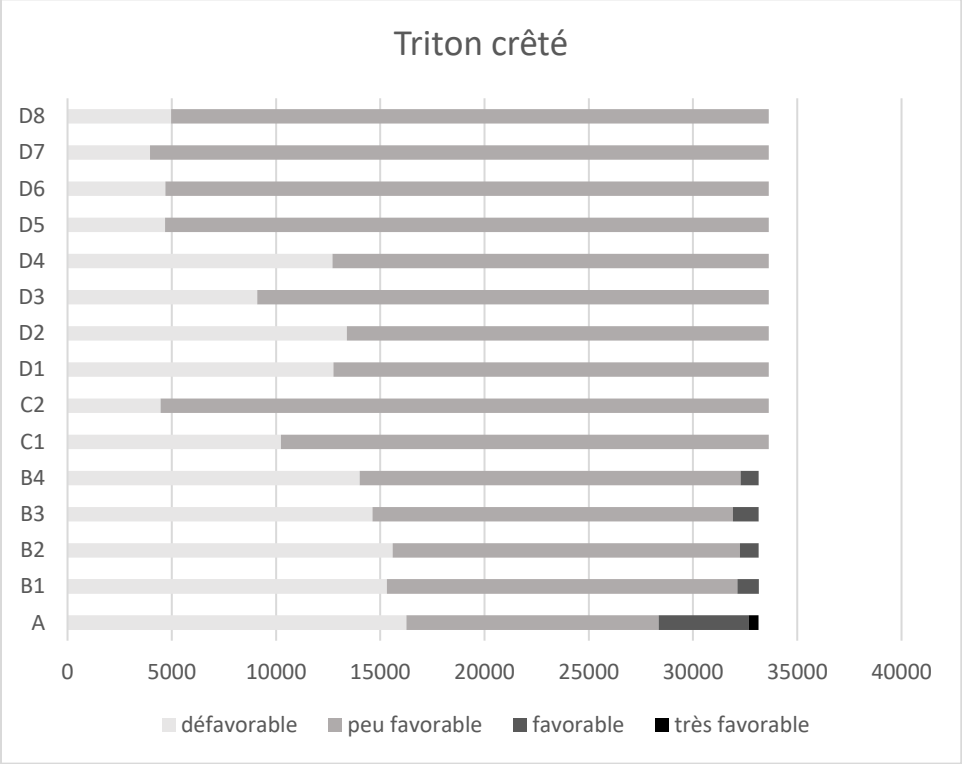
Annexe 21 : Répartition des habitats du triton crêté en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol pour un RCP de 8.5



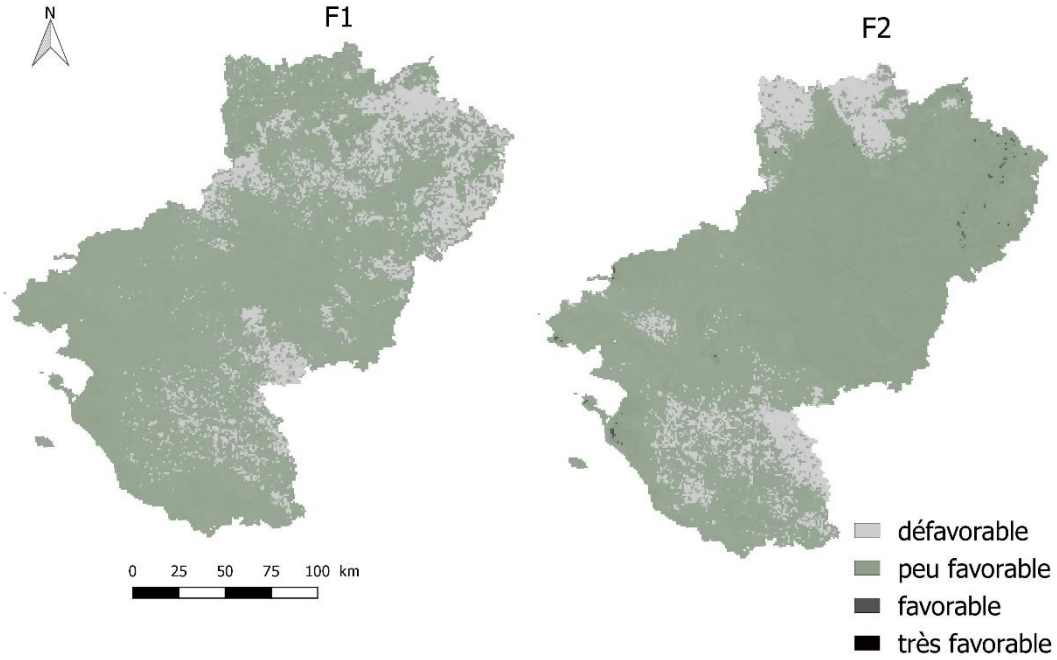
Annexe 22 : Répartition des habitats du triton marbré en fonction des différentes projections de changements d'occupation du sol pour un RCP de 8.5



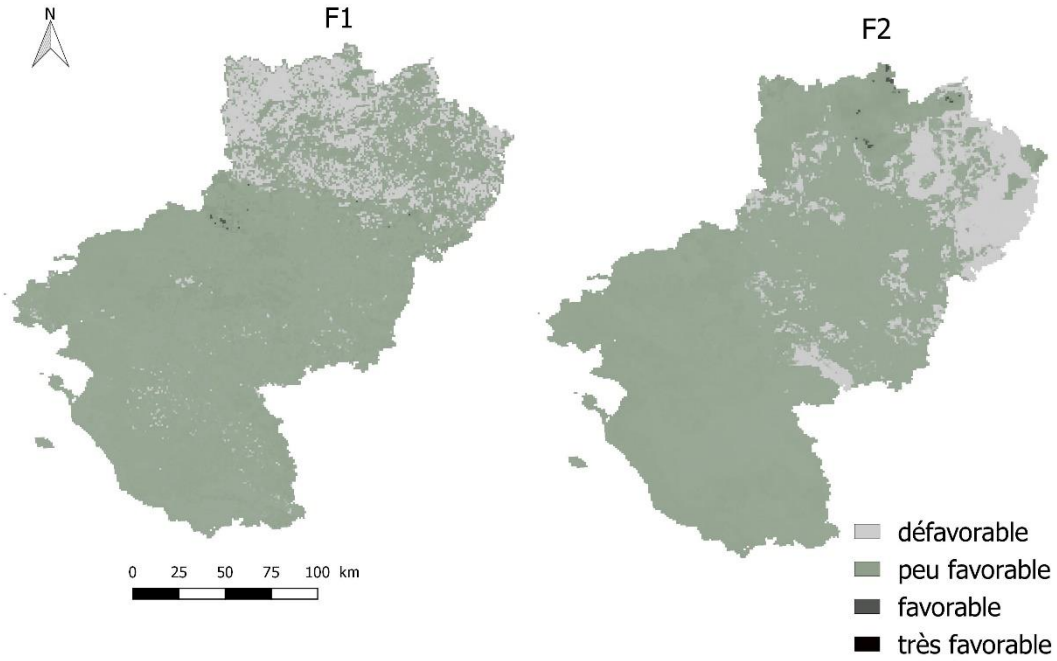
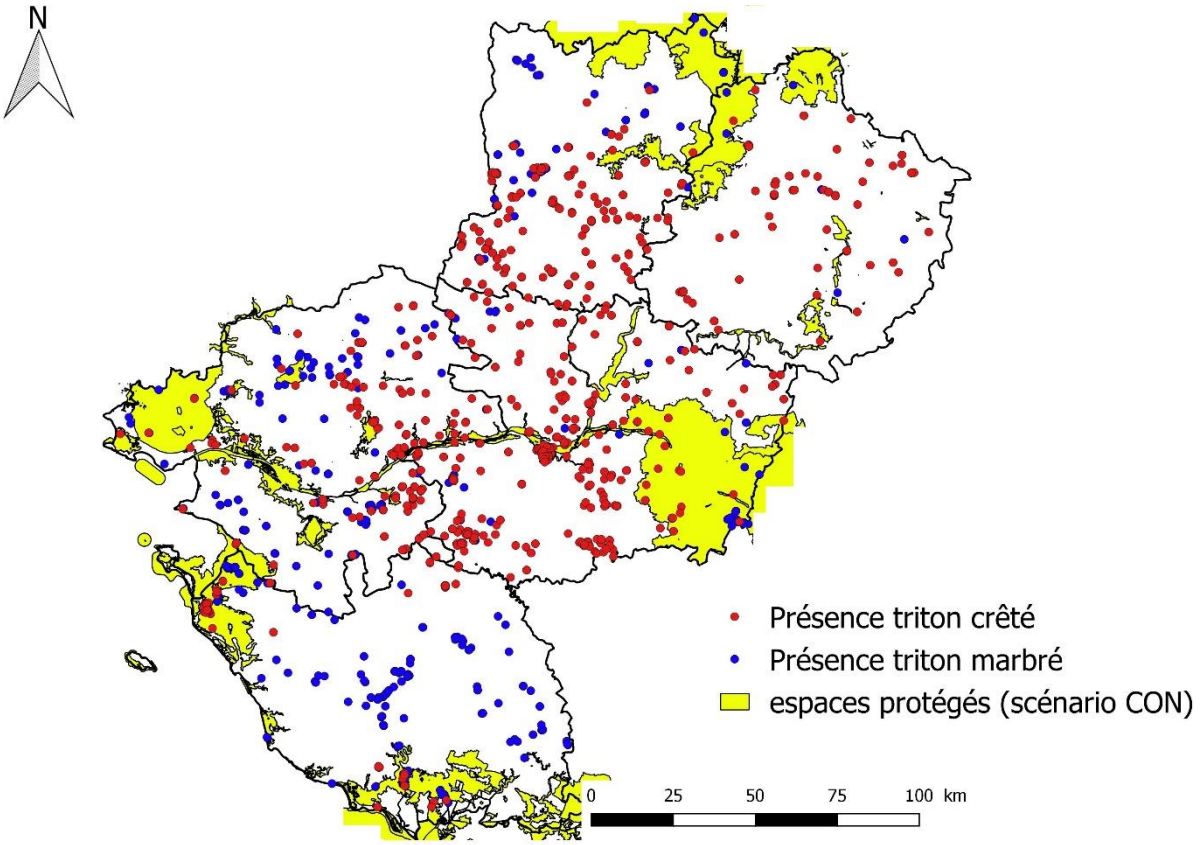
Annexe 23 : Prédictions des surfaces des différents habitats en fonction de la probabilité de présence des deux espèces étudiées pour le modèle VOS



Annexe 24 : Répartition des habitats du triton crêté en fonction des différentes projections de changements climatiques (modèle IMP)



Annexe 25 : Répartition des habitats du triton marbré en fonction des différentes projections de changements climatiques (modèle IMP)



Annexe 26 : Répartition des points de présence des deux espèces par rapport aux espaces protégés en Pays de la Loire