

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation
ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DES SCIENCES AGRONOMIQUES DE BORDEAUX
AQUITAINE

1, cours du Général de Gaulle, CS 40201, 33175 GRADIGNAN cedex (1)

M E M O I R E de fin d'études

Pour l'obtention du

Master 2 Biodiversité, Ecologie, Evolution spécialisation Agroécologie

**Influence de la structure du paysage bocager et des mares de reproduction sur les
communautés d'amphibiens du bocage de la Gâtine (Deux-Sèvres, 79)**

**Influence of the structure of the bocage landscape and the breeding ponds on the
amphibian communities of the Gâtine bocage (Deux-Sèvres, 79)**



Ollivier, Marc

Spécialisation : Agroécologie

Etude réalisée à

Deux Sèvres Nature Environnement

48 Rue Rouget de Lisle, 79 000 Niort

Résumé :

Parmi les paysages agricoles européens, les bocages, zones d'élevage, constituent des territoires à enjeux pour la biodiversité. La mosaïque qui les caractérise offre une diversité d'habitats favorable à de nombreux taxons dont les amphibiens font partie. Le taxon des amphibiens est particulièrement inféodé aux points d'eaux lenticques : les mares, essentielles à leur phase de reproduction au printemps. Au travers une étude diachronique, on s'est intéressé aux exigences écologiques relatives au paysage et au site de reproduction des espèces locales d'amphibiens. A 15 ans d'intervalle, 79 sites ont été échantillonnés et des analyses paysagères ont été effectuées sur une zone tampon de 50 hectares environnants chaque site d'étude.

En 15 ans, on constate une perte de 21% des mares sur le territoire d'étude, le linéaire de haies décline de 7,2%. Parallèlement, la surface cultivée augmente de 21%. Ces chiffres mettent en évidence que la simplification des paysages est toujours en cours sous l'effet notamment de changements d'usages des parcelles agricoles.

Sur ce même laps de temps, on constate de fortes chutes d'occurrence chez 10 des 13 espèces contactées au cours de l'étude. La richesse spécifique moyenne par site d'étude passe de 5,2 à 3,3 espèces. L'étude met donc en évidence l'érosion qui touche les communautés d'amphibiens locales. Cette érosion s'explique notamment par la dégradation de leur habitat, tant à l'échelle paysagère qu'à l'échelle du site de reproduction, l'utilisation du modèle Site Occupancy Multi Season nous a permis d'identifier quelles variables d'habitats et leur changement récent affectaient chaque espèce.

Summary:

Among the European agricultural landscapes, the bocages, breeding areas, are issues territories for biodiversity. The mosaic that characterizes them offers a diversity of habitats favorable to many taxa including amphibians. The amphibian taxon is particularly dependent on lentic water points: ponds, which are essential to their breeding phase in spring. Through a diachronic study, we were interested in the ecological requirements relative to the landscape and the reproduction site of local amphibian species. At 15 year intervals, 79 sites were sampled and landscape analyses were performed on a 50 hectare buffer zone surrounding each study site.

In 15 years, a loss of 21% of the ponds in the study area was observed, and the linear of hedges declined by 7.2%. At the same time, the cultivated area has increased by 21%. These figures show that the simplification of landscapes is still underway, mainly due to changes in the use of agricultural plots.

Over the same period of time, we note strong drops in the occurrence of 10 of the 13 species contacted during the study. The average species richness per study site decreased from 5,2 to 3,3 species. The study thus highlights the erosion affecting local amphibian communities. This erosion can be explained by the degradation of their habitat, both at the landscape scale and at the breeding site scale. The use of the Site Occupancy Multi Season model allowed us to identify which habitat variables and their recent changes were affecting each species

Mots clés :

Agriculture, Conservation, Paysages, Amphibiens, Mares

Key words :

Agriculture, Conservation, Landscapes, Amphibians, Ponds

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Alexandre Boissinot, pour sa disponibilité, la clarté des consignes données, pour sa pédagogie. Content d'avoir rencontré cet expert du bocage, son sens du terrain et son intérêt fort pour tous les taxons. Les nuits à roder dans la Gâtine, en se demandant si l'on aurait la chance de voir le triton marbré à la prochaine mare, resteront gravées.

Je remercie également toutes les personnes qui ont contribué à l'aboutissement de cette étude, que cela soit durant la phase terrain, la phase cartographie, la phase analyses statistiques ou la phase rédaction.

Merci à Lucas Laplante et Romane Routier, respectivement stagiaire et service civique chez Deux Sèvres Nature Environnement, pour l'aide et la compagnie sur le terrain lors des sessions nocturnes qui ont pu durer parfois jusqu'à 4h00 du matin. Merci également à Christophe Blouin de m'avoir accompagné lors d'une session.

Merci à Alexandre Langlet et Marc Bruneau pour les déblocages fréquents de commande de géotraitement QGIS et de lignes de codes R.

Merci à Aurélien Besnard et Olivier Lourdais, co-auteurs de l'article qui découlera de l'étude dont il est question dans le rapport, pour leur clarté, leurs aiguillages et canalisations dans la méthodologie à adopter pour aboutir à nos résultats. Merci également à Jean Pierre Vacher pour sa contribution à ses réflexions.

Un grand merci à Thomas Duchesne pour son implication, sans qui je n'aurais pu manipuler le modèle Site Occupancy Multi Season. Grâce à sa disponibilité et aux différentes réunions organisées (présentiel/distanciel) le script a pu se construire et aboutir aux résultats centraux de l'étude.

Merci à Brice Giffard, tuteur de stage de Bordeaux Sciences Agro pour le temps passé à effectuer des relectures de différents rendus intermédiaires, et pour ses retours pertinents et constructifs.

Enfin, je tiens à remercier l'équipe de Deux Sèvres Nature Environnement dans son ensemble ainsi que son directeur Nicolas Cotrel, pour l'accueil chaleureux, la bonne ambiance dans les locaux, et les conversations intéressantes autour de la conciliation agriculture / biodiversité !

Pour finir, je tiens à remercier le photographe de talent Pierre Feynie, pour l'autorisation d'utilisation notamment de sa photo de triton marbré (Lauréat du concours Montier en Der 2022) dans mon rapport.

Sommaire

I.	Introduction	p1
1.	Une influence forte de l'agriculture sur les paysages	p1
2.	La biodiversité, utile pour la production en milieux agricoles	p1
3.	Le recul des éléments semi naturels caractéristiques du bocage	p2
4.	Un recul non sans conséquences pour les communautés faunistiques	p3
5.	Un groupe d'intérêt pour étudier l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la biodiversité : les amphibiens	p4
5.1.	Généralités	p4
5.2.	L'influence des caractéristiques du paysage	p5
5.3.	L'influence des caractéristiques du site de reproduction	p6
6.	Une étude à l'approche diachronique	p6
II.	Materiel & Méthodes	p7
1.	Le territoire d'étude	p7
2.	Le protocole d'étude	p8
2.1.	La récolte des données espèces	p8
2.2.	La récolte des données de caractérisation des mares	p10
2.3.	La récolte des données paysagères	p10
3.	Les analyses statistiques	p11
3.1.	Statistiques descriptives paysagères	p11
3.2.	Statistiques descriptives caractérisation	p11
3.3.	Interactions espèces / covariables habitats	p11
3.3.a.	Modèle Site Occupancy Multi Season	p11
3.3.b.	Modèle linéaire généralisé (GLM)	p14
III.	Résultats	p15
1.	Une dégradation des habitats	p15
1.1.	Une dégradation des habitats autour des sites de reproduction	p15
1.1.a.	Evolution de l'assolement agricole	p15
1.1.b.	Evolution des éléments de la trame verte	p15
1.1.c.	Une simplification du réseau de mares	p16
1.2.	Une dégradation du site de reproduction	p17
2.	Un changement de communautés d'amphibiens	p19
2.1.	Une chute d'occurrence générale	p19
2.2.	Un changement de variables d'habitat qui influe sur les communautés d'amphibiens	p20
2.2.a.	A l'échelle spécifique	p20
2.2.b.	A l'échelle de la richesse spécifique	p28

IV.	Discussion	p30
1.	Une évolution de l'assolement sous l'effet des dynamiques de production agricole	p30
2.	Une simplification du paysage qui découle des changements de pratiques	p31
3.	Une perte d'usage des mares, qui se ressent sur leur entretien	p31
4.	Une chute d'occurrence chez la majorité des espèces du cortège local	p32
5.	Des variables d'habitats qui ont des conséquences sur les communautés en place	p34
	5.1. Des paramètres qui affectent la probabilité d'occupation initiale	p34
	5.2. Des paramètres qui affectent la probabilité d'extinction	p36
6.	Limites de l'étude	p37
V.	Conclusion & perspectives	p38
VI.	Bibliographie	p41
VII.	Annexes	p44

Liste des illustrations, tableaux et figures :

Illustrations

Tableaux

Tableau 1 : liste d'espèces d'amphibiens susceptibles d'être contactés sur le site d'étude.....	p9
Tableau 2 : évolution du nombre de sites où l'espèce s'est avérée présente entre 2007 et 2022.....	p19
Tableau 3 : Calcul des probabilités d'occupations, de colonisation et d'extinction avec le modèle constant en Site Occupancy Multi Season.....	p20
Tableau 4 : Meilleurs modèles issus des analyses Site Occupancy Multi Season sur les variables paysagères pour chaque espèce.....	p21
Tableau 5 : Meilleurs modèles issus des analyses Site Occupancy Multi Season sur les variables caractéristiques pour chaque espèce.....	p26

Figures

Figure 1 : photographie d'une mare de prairie.....	p2
Figure 2 : photographie d'une mare de culture.....	p2
Figure 3 : photographie de triton marbré.....	p5
Figure 4 : photographie de salamandre tachetée.....	p5
Figure 5 : cartographie des bocages de Nouvelle Aquitaine.....	p8
Figure 6 : photographie d'une mare de prairie.....	p14
Figure 7 : Boxplot : évolution de la surface cultivée au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha).....	p15
Figure 8 : Boxplot : évolution du linéaire de haies (en m) par hectare au sein des zones tampons (d=800, s=49,5ha).....	p16
Figure 9 : Boxplot : évolution de la surface boisée au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha).....	p16
Figure 10 : Boxplot : probabilité de comblement des mares en fonction du contexte d'évolution d'assolement (entre 2002 et 2018) sur les zones tampons d'étude.....	p17
Figure 11 : Histogramme : évolution de la distribution des classes de profondeur d'eau des mares de l'échantillon.....	p18
Figure 12 : Boxplot : évolution de l'envasement moyen sur les mares de l'échantillon.....	p18
Figure 13 : Histogramme : évolution de la distribution des classes de recouvrement végétal sur les mares de l'échantillon.....	p18
Figure 14 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction du linéaire de haies initial.....	p22
Figure 15 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction de la surface en culture initiale.....	p22
Figure 16 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction de la surface boisée initiale.....	p22
Figure 17 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction du nombre de mares initial.....	p23
Figure 18 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution du nombre de mares.....	p24
Figure 19 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution du linéaire de haies.....	p24
Figure 20 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de la surface cultivée.....	p25
Figure 21 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de la surface boisée.....	p25
Figure 22 : Reponse Curves : probabilité d'occupation en fonction de l'envasement moyen initial.....	p27
Figure 23 : Reponse Curves : probabilité d'occupation en fonction du recouvrement végétal initial.....	p27
Figure 24 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de l'envasement moyen.....	p28
Figure 25 : Boxplot : évolution de la richesse spécifique sur les 79 sites d'étude.....	p29
Figure 26 : Reponse Curve : richesse spécifique en fonction de la surface en culture (GLM).....	p29
Figure 27 : Reponse Curve : richesse spécifique en fonction du réseau de mare environnant (GLM).....	p29

Influence de la structure du paysage bocager et des mares de reproduction sur les communautés d'amphibiens du bocage de la Gâtine (Deux-Sèvres, 79)

I. Introduction

1. Une influence forte de l'agriculture sur les paysages

L'activité agricole occupe une large partie du territoire national, recouvrant 49 % de la surface du pays (*Agreste, 2020*). Au sein de ces espaces, les dynamiques d'évolution paysagères ont longtemps été à la simplification (*Barbault, 2004*). L'augmentation avérée de la taille moyenne des parcelles, le remplacement des surfaces prairiales par des surfaces cultivées (*Robinson et al, 2002*) sont autant d'éléments qui ont contribué à l'homogénéisation des paysages ces 60 dernières années.

Entre 1975 et 1995, la France a perdu plus de 2.4 millions d'hectares de prairies permanentes, soit plus de 4 % de la surface du pays (*Poiret, 2005*). Entre 2000 et 2010, 7.2 % de la surface nationale toujours en herbe a été perdue. Cette perte s'élevait à 6.4 % en Nouvelle-Aquitaine entre 2000 et 2010 (*ARB, Nouvelle Aquitaine, 2018*).

Pour la faune et la flore associées aux milieux agricoles, il a été mis en évidence que cette simplification a de nombreuses conséquences négatives. Celle-ci conduit à une fragmentation des habitats, à des pertes de connectivité, affecte les flux de gènes et par conséquent les dynamiques de populations des espèces inféodées à ces territoires agricoles (*Crawford et al, 2016*). Le déclin de biodiversité au sein des paysages agricoles menace notamment la production des services écosystémiques qui bénéficient aux agriculteurs et à la société en général (*Sirami et al, 2021*).

2. La biodiversité, utile pour la production en milieux agricoles

Parmi les paysages agricoles, on distingue les paysages de plaine à vocation de production de grandes cultures, les territoires viticoles, et les paysages herbagers à vocation de production mixte, à dominante animale. Au sein des milieux herbagers, on retrouve le bocage, paysage au sein duquel les services écosystémiques rendus par la biodiversité sont importants (*Bretagnolle et al, 2020*).

La diversité fonctionnelle composant la communauté floristique des prairies a un effet positif sur la qualité, la digestibilité du fourrage (*Gardarin et al, 2014*) et des produits animaux qui en dérivent (*Fretin et al, 2017*). La diversité végétale caractérisant les prairies et les éléments semi

naturels adjacents assure le maintien des populations de pollinisateurs sauvages dont le rôle est important en milieu agricole (*Farrugia et al, 2008*).

L'importance des éléments constituant la « trame verte » dans les milieux agricoles est également évoqué de manière récurrente dans la littérature. La présence de vieux bosquets fournit de nombreux services écosystémiques (*Valdes et al, 2019*). Les éléments semi naturels, des bosquets à la haie en passant par les bandes enherbées, jouent un rôle fort dans les mécanismes de lutte biologique contre les ravageurs, fournissant un vivier de régulateurs naturels (*Rusch et al, 2010*).

Au-delà du fait que ces éléments naturels constituent des réservoirs de faune et de flore importants d'un point de vue fonctionnel, ces entités paysagères jouent également des rôles à part entière : le rôle des prairies dans la régulation du carbone atmosphérique est important (*Tilman et al, 2006*), tout comme celui des haies dans les mécanismes d'épuration de l'eau, et de limitation de l'érosion (*Delahaye et al., 2022*).

3. Le recul des éléments semi naturels caractéristiques du bocage

Le bocage est composé de nombreux habitats semi naturels, notamment d'une alternance de prairies, de cultures et de bosquets entre lesquels un important linéaire de haies s'imbrique. On parle d'éco-complexe ou de mosaïque d'habitats façonné par l'Homme. (*Boissinot et Baudry, 2022*). Ce type d'agencement paysagé est caractéristique des zones de production animale. L'importante proportion de prairies est destinée au pâturage du bétail ainsi qu'à la production de fourrage. Tandis que les haies jouent le rôle de clôture naturelle ainsi que celui d'apport d'ombrage à la saison estivale. La mare (*Fig 1, Fig 2*) est une autre composante indissociable



Figure 1 : photographie d'une mare de prairie



Figure 2 : photographie d'une mare de culture

du paysage bocager. Initialement créées par les éleveurs, elles servaient et servent d'abreuvoir pour le bétail. Tout un cortège faunistique et floristique est associé à ces points d'eau.

Le recul de l'élevage récent, et surtout les remembrements passés ont conduit à la destruction de près de 70 % des 2 millions de kilomètres de haies vraisemblablement présents en France à l'apogée du bocage (1850- 1910) soit 1,4 million de kilomètres de linéaire de haies (*Pointereau et al, 2002*).

Une étude concernant les mares de bocage, dans le Nord-Pas-de-Calais, révèle que sur le territoire d'étude, 53 % des mares ont disparu entre 1975 et 2006 sous l'effet du passage des prairies en parcelle de grande culture (*Curado et al, 2011*). Dans les Deux-Sèvres, une étude a mis en évidence qu'entre 2002 et 2008, 72 % des comblements de mares étaient liés à un changement d'usage des terres et à une mise en culture des parcelles autrefois à vocation prairial (*Boissinot et al, 2011*).

La mosaïque d'habitats des territoires ruraux est façonnée par les dynamiques de productions. Les pratiques qui en découlent ont un effet direct sur les habitats et les cortèges faunistiques et floristiques qui peuvent s'y établir. L'agencement paysagé est le fruit des évolutions des pratiques agricoles. L'activité agricole joue le rôle de filtre d'établissement.

4. Un recul non sans conséquences pour les communautés faunistiques

On comprend, de par la diversité des structures agroécologiques qui façonnent le bocage, que ces territoires sont des territoires à enjeu pour la préservation de la biodiversité. En effet, cette alternance d'habitats interconnectés est favorable à de nombreuses espèces. Au-delà de toute la dimension de biodiversité « utile » évoquée précédemment, il existe tout un pan des communautés végétales et animales plus « neutres » au regard des enjeux de production et de régulation. Leur « inutilité » relative aux enjeux économiques n'enlève rien à leur valeur patrimoniale et à leur statut national de conservation. La conciliation des enjeux passe par la compréhension et la considération des problématiques de préservation des espèces inféodées aux milieux agricoles. C'est ce qui est attendu de la transition agroécologique des modes de production. C'est de cette dimension dont il sera question dans l'étude.

S'il est connu que la simplification de la mosaïque paysagère a des conséquences pour de nombreuses espèces d'invertébrés telles que les carabes, les araignées ou encore les papillons (*Halder et al, 2017*) il est aussi avéré que celle-ci a un impact sur les groupes de vertébrés.

En effet, bien que les éléments boisés (haies et bosquets) ne favorisent pas les oiseaux de milieux ouverts, des études ont mis en évidence que l'augmentation de l'hétérogénéité paysagère, liée à la présence d'éléments boisés était favorable aux espèces forestières et

généralistes. A titre d'exemple, plus les éléments boisés sont grands, nombreux, et proches les uns des autres, moins la probabilité d'extinction de la sitelle torchepot est localement forte (*Verboom et al, 1991*). Il a également été mis en évidence que la diversité de l'assolement aux abords des haies, conditionne fortement l'abondance des oiseaux de haies tels que le bruant jaune, la linotte mélodieuse, la fauvette grisette, ou le verdier d'Europe (*Tresise et al, 2021*). Le linéaire de haie au sein du paysage constitue un intérêt majeur pour les reptiles également. La structure complexe des haies (talus, ourlet, différentes strates de végétation) offre une diversité de micro habitats exploités pour la thermorégulation, l'hydrorégulation, la lutte contre les prédateurs et l'accès aux ressources alimentaires (*Guillon et al, 2014*). Ces linéaires de haies permettent également de faciliter la dispersion et la connectivité entre les populations. (*Wisler et al, 2008*). Une étude menée sur un secteur bocager de Loire Atlantique a mis en évidence que la suppression du linéaire de haies, ainsi que les modes de gestions de celle-ci ont altéré la quantité et la qualité des micro habitats pour les reptiles. L'étude met notamment en évidence le déclin fort de la vipère péliade et du lézard vert en réponse à ces variables (*Guiller et al. 2022*).

Chez les chiroptères, l'importance des éléments semi naturels est également connue. Dans le Cher, une étude a mis en évidence le fait que les colonies de reproduction de chiroptères sont significativement plus importantes dans les paysages de type bocager qu'en grande culture (*Arthur et al, 2014*). Une autre étude menée également dans le Cher, a montré l'importance des éléments herbagers et du linéaire de haies dans les trajectoires empruntées par de nombreuses espèces de chauve-souris. Enfin, les caractéristiques des haies (densité du linéaire, diversité de structures, quantité de bois) semblent jouer un rôle positif sur l'abondance et l'activité de chasse de la grande majorité des espèces suivies dans l'étude (*Lacoeuilhe et al, 2018*).

C'est sur un autre groupe d'espèces sur lequel le rapport va se focaliser : le groupe des amphibiens. Inféodées aux milieux bocagers riches en points d'eau lenticules de petites surfaces, et également sensible aux évolutions de l'habitat sous l'effet des pratiques agricoles, ce groupe est au même titre que ceux évoqués précédemment, menacé par la dégradation des paysages et de leur fonctionnalité.

5. Un groupe d'intérêt pour étudier l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la biodiversité : les amphibiens

5.1 Généralités

Les amphibiens sont caractérisés par leur cycle à deux phases, une aquatique et une terrestre. Au sein du groupe des amphibiens, on trouve une majorité d'espèces nocturnes qui vivent généralement aux abords et dans les zones boisées. Au printemps, les adultes rejoignent des

eaux lenticues pour se reproduire. On distingue le groupe des anoures de celui des urodèles. Les anoures sont caractérisés par une absence de queue tandis que les urodèles sont caractérisés par le maintien de la queue à l'état adulte.

On compte environ 6000 espèces d'amphibiens sur terre. 35 vivent en France métropolitaine. Sur la façade nord-ouest du pays et plus particulièrement sur la zone géographique du site d'étude, on trouve approximativement la moitié des espèces métropolitaines. A noter que des enjeux de conservation existent localement autour de certaines espèces d'amphibiens. En effet, le triton crêté, le triton marbré (*Fig 3*) et la rainette verte, que l'on retrouve au sein du territoire d'étude sont des espèces classées NT : quasi menacées, à l'échelle nationale (*UICN, 2015*).



5.2. L'influence des caractéristiques du paysage

Le taxon des amphibiens est relativement sensible à la qualité de son habitat. On dit que les amphibiens sont de bons bioindicateurs. La plupart des amphibiens dépendent des habitats aquatiques pour la reproduction et la phase larvaire mais aussi des entités paysagères alentours pour la phase terrestre (*Quesnelle et al, 2015*). Compte tenu de ce cycle de vie caractérisé par deux phases, les amphibiens sont particulièrement sensibles à la structure de leur habitat et constituent un groupe d'intérêt pour étudier l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la biodiversité (*Collins et al, 2017*).

Un effet négatif de la simplification des paysages a été mis en évidence sur la structure génétique des populations (*Costanzi et al., 2018*). On parle alors d'altération de la connectivité fonctionnelle entre les patches. Cette altération affecte les flux de gènes et les dynamiques de population. Cela a notamment été constaté chez une espèce de salamandre dans une région

agricole du centre ouest des Etats-Unis (*Crawford et al, 2016*) et chez le triton marbré dans l'Ouest de la France (*Gauffre et al, 2021*).

Les amphibiens ont des capacités de déplacement et de dispersion limitées, généralement inférieur à 1km (*Smith et al, 2005*) qui amplifient les effets de la fragmentation des milieux.

5.3 L'influence des caractéristiques du site de reproduction

Les caractéristiques des points d'eau influent sur la présence/absence des espèces d'amphibiens. Les variables à l'échelle du micro habitat sont importantes dans les exigences écologiques des différentes espèces. Des paramètres biotiques, et physico chimiques conditionnent l'accueil ou non de l'espèce au sein du site (*Knutson et al, 2004*). D'un point de vue biotique, il a été mis en évidence que la présence de poissons affectait négativement le succès reproducteur des amphibiens (*Knutson et al, 2004*). D'un point de vue chimique, cette même étude évoque un effet négatif de la quantité d'azote dans l'eau sur les communautés d'amphibiens. Une étude conduite localement sur un réseau de mares de Gâtine, a permis d'identifier quatre composantes qui influencent la richesse et la présence d'amphibiens à l'échelle du biotope de reproduction : le recouvrement en végétation aquatique, l'épaisseur de la vase, la surface, la profondeur maximale (*Boissinot et al, 2019*). La végétation aquatique joue notamment le rôle de support de ponte particulièrement chez les urodèles. Elle permet aussi une protection face à la prédation.

6. Une étude à l'approche diachronique

Dans un but de gestion et de conservation des populations d'amphibiens, nous avons reconduit en 2022 une étude menée en 2007, sur le même réseau de mares afin d'étudier l'évolution de la structure du paysage et des habitats de reproduction sur ces espèces. L'approche consiste à comprendre l'évolution de métriques paysagères et des habitats de reproduction ainsi que leurs effets sur la présence et la richesse en amphibiens actuelles.

L'hypothèse centrale testée dans cette étude est l'influence de l'évolution du contexte paysager et de la qualité des habitats de reproduction sur l'occurrence des espèces d'amphibiens et sur la richesse spécifique des sites d'étude.

La première prédiction est que l'évolution des pratiques agricoles, l'augmentation des surfaces cultivées dans la zone d'étude entraine une disparition d'éléments semi-naturels favorables aux amphibiens, tels que les mares et les haies.

La seconde prédiction est que l'état des mares se dégrade, l'usage de celles-ci se perdant lorsqu'elles n'ont plus le rôle d'abreuvoir, leur entretien devient inexistant ou moins régulier. Par conséquent, l'envasement est susceptible d'augmenter, tandis que la profondeur diminuera.

Les communautés d'amphibiens répondront négativement à ces dynamiques d'évolutions des variables paysagères et de micro habitat. Une simplification des cortèges moyens trouvés par mare est attendue, et les espèces aux exigences écologiques les plus fortes vont connaître une chute d'occurrence.

A noter également que l'étude s'intègre dans un contexte de projet de réalisation d'un Parc Naturel Régional de Gâtine. L'accumulation de données scientifiques permet aux pouvoirs publics locaux de mieux cerner les enjeux, d'autant que les objectifs du parc sont notamment de préserver l'élevage, mais aussi les milieux aquatiques bocagers (*Pays de Gâtine, 2019*).

II. Matériel & Méthodes

1. Le territoire d'étude

La Gâtine Poitevine, située dans le département des Deux-Sèvres est un territoire bocager occupant plus d'un quart de la surface du département (162 500ha). L'activité agricole y investit plus de 80 % de l'espace (*Agreste, Nouvelle Aquitaine, 2020*). Parmi les déclarants PAC de ce secteur géographique, 60 % détenaient en 2018 un élevage bovin, ovin ou caprin. (*Agreste, Nouvelle Aquitaine, 2020*). La forte activité pastorale qui caractérise la Gâtine confère au département le rang de premier producteur de lait de chèvre du pays et lui permet également de faire partie des 10 plus grands producteurs d'ovins viande et de bovins viande à l'échelle nationale (*Chambre d'Agriculture Deux Sèvres, 2020*). L'élevage d'herbivore contribue donc pour plus de la moitié de la valeur de production agricole du territoire de la Gâtine (*Agreste, Nouvelle Aquitaine, 2020*). Ce bocage est notamment le berceau de la race bovine Parthenaise (Label Rouge) et fait partie intégrante de la zone géographique de production du fromage de chèvre Chabichou du Poitou (Appellation d'Origine Protégée). A noter que la production de grande culture représente tout de même 42 % de la surface agricole utile de la Gâtine (*Agreste, Nouvelle Aquitaine, 2020*). La conséquence paysagère découlant des données présentées précédemment est que la Gâtine est l'un des bocages au réseau de haies le plus dense de Nouvelle-Aquitaine (*Fig 5*) (*Pôle Bocage Office Français pour la Biodiversité, 2019*).

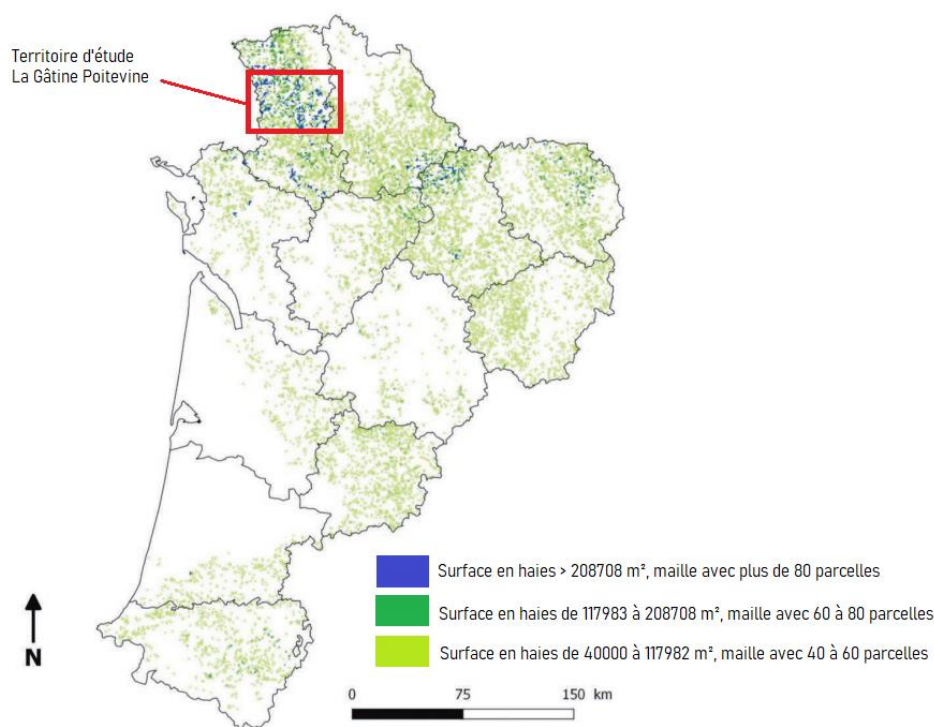


Figure 5 : cartographie des bocages de Nouvelle aquitaine, Source : ONCFS (2019)

2. Le protocole d'étude

L'étude s'inscrit dans une démarche comparative. En effet, le référentiel de celle-ci est fondée sur des travaux menés il y a 15 ans par ses mêmes auteurs. Par conséquent, le protocole est canalisé par celui précédemment mis en place.

En effet, dans le souci de pouvoir analyser statistiquement des différences entre ces deux périodes, il était nécessaire de reconduire le protocole à l'identique.

L'échantillon initial comptait 79 mares. Elles avaient été échantillonnées avec des caractéristiques structurelles ainsi que des attributs paysagers contrastés. Les mares avaient été sélectionnées sans information de présence d'amphibiens a priori. A l'époque, les mares habitées par des communautés de poissons étaient exclues de l'échantillonnage.

2. 1. La récolte des données espèces

Le suivi des mares est organisé en 3 passages nocturnes. Le premier à la mi-mars, le second à la mi-avril, et le troisième à la fin du mois de mai. Cet étalement temporel des passages permet de tendre vers un englobement des périodes de reproduction des différentes espèces d'amphibiens afin de dresser un relevé le plus représentatif possible de la communauté en place. Pour chaque prospection de mares, un protocole est suivi : 3 méthodes sont combinées.

- Dans un premier temps, une écoute de 5 minutes 5 mètres de distance de la mare est faite. Cette méthode permet de détecter les mâles d'anoures au travers leurs chants de reproduction
- Secondairement, une inspection visuelle à la lampe frontale (100W) est effectuée. Cela permet d'identifier visuellement les espèces présentes ainsi que leurs indices de présence (pontes).
- Enfin, 10 coups d'épuisette sont portés aléatoirement dans la mare. Ceux-ci permettent la capture d'adultes ainsi que de larves des différentes espèces.

La combinaison de ces trois méthodes ainsi que la répartition en trois passages étalés dans le temps permettent de détecter toutes les espèces d'une mare avec un fort indice de confiance (*Petitot et al, 2014, Sewell et al, 2010*). Seules les données de présence/absence (0/1) alimenteront le jeu de donnée final.

Tableau 1 : Liste d'espèces d'amphibiens susceptibles d'être
contactés sur le site d'étude

	Nom vernaculaire	Nom Latin
A N O U R E S	Grenouille rieuse	<i>Pelophylax ridibundus</i>
	Grenouille commune	<i>Pelophylax kl. esculentus</i>
	Grenouille de Lessona	<i>Pelophylax lessonae</i>
	Grenouille agile	<i>Rana dalmatina</i>
	Grenouille rousse	<i>Rana temporaria</i>
	Rainette verte	<i>Hyla arborea</i>
	Crapaud épineux	<i>Bufo spinosus</i>
	Alyte accoucheur	<i>Alytes obstetricans</i>
	Xénope lisse	<i>Xenopus laevis</i>
U R O D E L E S	Triton palmé	<i>Lissotriton helveticus</i>
	Triton marbré	<i>Triturus marmoratus</i>
	Triton crêté	<i>Triturus cristatus</i>
	Triton de Blasius	<i>Triturus x blasii</i>
	Salamandre tachetée	<i>Salamandra salamandra</i>

A noter que la grenouille rieuse, la grenouille de Lessona et la grenouille commune font toutes trois parties du taxon des grenouilles vertes. Aussi, leurs similitudes morphologiques sont nombreuses. Dans le cas où la prospection terrain n'a pas permis de prise en main de l'espèce ou d'écoute distincte du chant des mâles, la présence de « grenouille verte sp » est mentionnée, sans aller jusqu'au grain de l'espèce.

2.2. La récolte des données de caractérisation des mares

Quatre variables descriptives du site de reproduction ont été considérées. La profondeur maximale a été mesurée au centre de la mare avec un bâton gradué, la variable a été ordonnée en classe de 25 centimètres de profondeur, allant de 0 à > 200 (9 classes). L'envasement a également été mesuré avec un bâton gradué, c'est avec la valeur moyenne issue de quatre points de mesures distincts effectués sur la mare que sont ensuite effectuées les analyses. Le recouvrement de végétation est un % de recouvrement végétal attribué visuellement. Les valeurs sont ordonnées en quatre classes (<5%, 5-25%, 26-75%, >75%). La surface du point d'eau a quant à elle été mesurée avec un décamètre et par Système d'Information Géographique. La mesure de surface a été effectuée en 2007, et a été considérée comme constante entre les deux laps de temps de l'étude. L'ensemble des mesures effectuées en 2022 ont été réalisées début juin, même période que 15 ans auparavant.

2.3. La récolte des données paysagères

La caractérisation paysagère a été essentiellement faite par photo-interprétation de données géographiques BD Ortho 2018 de l'IGN sur le logiciel de cartographie QGIS. L'utilisation de cercles concentriques de 800m de diamètre, soit 49,5 hectares (nommés buffers) autour des mares échantillonnées a été choisi pour borner l'analyse paysagère. Au sein de ces périmètres, ont été numérisés la surface boisée (en Ha), la surface cultivée (en Ha), le linéaire de haies (en m et Km), le linéaire d'axes routiers (en Km), le réseau de mares (nb mares).

Afin de limiter les « biais de photointerprétation » et d'homogénéiser le géoréférencement des couches raster (Lambert 93), une relecture et un réajustement des numérisations QGIS réalisées en 2007, sur la base de la BDO Ortho de 2002 ont été effectués. Il était nécessaire d'effectuer cette tâche pour disposer de toutes nos couches dans un même système de géoréférencement afin de pouvoir les comparer.

La numérisation des assolements s'est fondée sur le RPG 2018, et celui de 2002 (Registre Parcellaire Graphique) issu des déclarations PAC (Politique Agricole Commune). La projection de cette couche raster, couplée à de la photo interprétation a permis la discrimination des parcelles prairiales et des parcelles cultivées.

Un travail de numérisation a également été réalisé sur des photographies aériennes de 1959 : le linéaire de haies ainsi que les surfaces boisées ont été numérisés. L'ajout de ces données plus anciennes permet un plus grand recul, et informe sur le rythme de dégradation du paysage au cours du temps. La qualité de l'image ne permettait cependant pas de numériser les autres éléments de l'étude (discrimination prairie / culture, mares).

A noter qu'au travers des requêtes spatiales effectuées sur QGIS, la surface des entités (surface boisée, surface cultivée) ou leur longueur (linéaire de haies, linéaire d'axes routiers) ont pu être calculées et extraites buffer par buffer afin de caractériser les variables paysagères correspondant à chaque site d'études.

3. Les analyses statistiques

3.1. Statistiques descriptives paysagères

Les statistiques effectuées sur les données paysagères indépendantes ont consisté essentiellement en une démarche descriptive. L'exploration des données paysagères a été permise par des exportations de tables attributaires des différentes couches QGIS sur Excel. Des sommes de surface ou de linéaire des différentes entités par zone tampon ont pu y être effectuées afin de réaliser des graphiques type boxplot permettant de visualiser l'évolution des différentes métriques paysagères sur le territoire d'étude. Une analyse GLM, modèle linéaire généralisé (voir 3.3.b pour principe) a également été effectuée pour tester l'effet du contexte d'assolement des parcelles contenant les mares sur la probabilité de comblement de celles-ci. A noter que l'ensemble des statistiques relatives à la dimension paysagère (qu'elles soient descriptives ou analytiques) sont effectuées sur les 79 sites initiaux d'étude.

3.2. Statistiques descriptives caractérisation

Les données de caractérisation (recouvrement végétal, envasement, profondeur) ont également été résumées au travers une démarche descriptive et la réalisation de boxplot et d'histogrammes sur R et Excel. A noter que l'ensemble des statistiques traitant des caractéristiques des mares (descriptives ou analytiques) sont effectuées sur les 62 sites toujours en état d'étude.

3.3. Interactions espèces, covariables d'habitat

Les analyses de l'interaction entre les variables d'état (paysagère et caractéristiques de la mare) ont été effectuées grâce à différentes méthodes statistiques.

3.3.a. Site Occupancy Multi Seasons

Concept du modèle :

Les données de présence/absence de chaque espèce indépendamment ont alimenté un modèle Site Occupancy Multi-Season. Ce modèle est adapté aux jeux de données de présence/absence issues d'études menées sur deux périodes (ou plus) espacées dans le temps. L'intérêt du modèle est de faire entrer en jeu des covariables pour expliquer quels sont les éléments impliqués dans les exigences écologiques des espèces échantillonnées. L'avantage du modèle multi season est qu'il intègre la manière dont les covariables ont évolué durant le laps de temps inter études, tout

comme il intègre les dynamiques d'occurrence, permettant d'obtenir des probabilités d'extinction et de colonisation.

Si la détection d'une espèce sur site est synonyme de présence, sa non détection n'est pas synonyme d'absence certaine (MacKenzie et al, 2003). Si on ne prend pas en compte cette détectabilité imparfaite, on sous-estime l'occupation des sites et on biaise les estimations d'extinctions et de colonisations locales. La méthode Site Occupancy Multi Seasons vise à estimer ces non détections en considérant l'historique de détection et les covariables d'habitat.

Paramètres du modèle :

L'usage du modèle Site Occupancy Multi Season passe par le package unmarked sur R. Pour paramétrer le modèle, on renseigne un ensemble d'objets avec des informations issues de notre jeu de données :

- **y** : contient les présences absences de l'ensemble des passages que comporte l'étude.
- **siteCovs** : contient les covariables spécifiques à un site et qui sont stables au travers le temps.
- **yearlySiteCovs** : contient des covariables spécifiques à un site mais qui changent au travers le temps.
- **obsCovs** : contient des covariables qui sont spécifiques aux conditions d'observations.

Un des premiers intérêts du modèle est de calculer une série de probabilités qui vont nous renseigner sur la dynamique locale de l'espèce et sur les périodes où elle est le plus susceptible d'être contactée durant la période d'échantillonnage. Avec un modèle constant (ne considérant pas de covariable, si ce n'est le mois de passage sur le site), le calcul des probabilités suivantes a été effectué :

- **Ψ Psi** : probabilité d'occupation initiale des sites (la première année)
- **ϵ epsilon** : probabilité d'extinction locale
- **γ gamma** : probabilité de colonisation locale
- **p** : probabilité de détection de l'espèce

Pour s'intéresser aux rôles des covariables sur les dynamiques d'occurrence des espèces, nous avons paramétré un modèle complexe. Pour chaque paramètre ; Psi, epsilon, gamma, p, on indique au modèle quelles covariables sont testées. Dans Psi, on renseigne l'état des covariables à l'année 1 d'étude (Etat_2002). Au travers Psi, on teste l'effet de la covariable sur l'occurrence de l'espèce uniquement pour la première année d'étude. Dans Gamma et Epsilon, on renseigne l'évolution des covariables sur le laps de temps inter études par le biais d'une soustraction (Etat_2018 – Etat_2002). Au travers ces deux paramètres (γ et ϵ), on teste l'effet de l'évolution des covariables sur l'évolution de l'occurrence de l'espèce. La construction du modèle permet

donc de dissocier quelles covariables ont un effet sur la présence ou l'absence initiale de l'espèce, des covariables dont l'évolution récente a affecté la présence ou l'absence de l'espèce sur le laps de temps inter études.

A noter que les analyses Multi Season n'ont pu être effectuées que sur les espèces ayant été contactées un nombre de fois supérieur à 7 sur les deux années d'étude. Aussi ; le triton crêté, le triton de blasius, la grenouille de lessona, l'alyte accoucheur et le xénope lisse ont été exclus des analyses.

A noter également, que compte tenu du faible nombre de colonisations constatées pour l'ensemble des espèces de notre jeu de données, que le paramètre gamma (colonisation) n'a pas été rempli lors de la construction des modèles. L'évolution des covariables a donc été testé uniquement sur le paramètre epsilon (extinction).

La fonction `colect` () dans le package `unmarked` permet de paramétrer les modèles pour les tester ensuite (annexe V). La fonction `scale` () permet de centrer/réduire nos covariables, ce qu'il est nécessaire de faire dès que l'on teste plus de deux covariables distinctes. Pour le modèle complexe paysage, ont été renseignés dans le paramètre `psi`, l'ensemble des variables paysagères à leur état initial (2002), dans `epsilon`, l'ensemble des variables d'évolution des entités paysagères sur le laps de temps inter études. Pour le modèle complexe caractérisation, ont été renseignées dans le paramètre `psi`, l'ensemble des variables d'état des mares à l'état initial (2007), dans `epsilon`, l'ensemble des variables d'évolutions des caractéristiques des mares sur le laps de temps inter études (Annexe V). A noter que pour le modèle complexe paysage, le linéaire de routes a été considéré comme stable (donc non renseigné dans `epsilon`). Dans le modèle complexe caractérisation, c'est la surface des points d'eau qui a été considérée comme stable (Annexe V).

Une fois le modèle complexe effectif, afin de tester un grand nombre de combinaisons de covariables impliquées, on effectue une commande `dredge` (), basée sur le modèle complexe, en fixant à 4 le nombre maximal de covariables testées par modèle. La commande `dredge` permet de tester 929 combinaisons pour les covariables paysagères, 241 pour les variables caractéristiques.

Choix des meilleurs modèles et réalisation des figures :

La commande `dredge` () aboutit à un tableau listant les modèles (Annexe VI, Annexe VII). Le classement des modèles est effectué selon le critère AIC (information d'Akaike)

$$AIC = -2\log L + 2k$$

L : vraisemblance maximisée

k : nombre de paramètres dans le modèle.

Au-delà de la valeur de l'AIC, le degré de liberté (noté df) est également à considérer dans le choix du meilleur modèle. En effet, le modèle choisi est le modèle ayant le df le plus faible parmi les modèles ayant une différence de valeur d'AIC inférieure à 2 par rapport au meilleur modèle (DeltaAIC).

L'ensemble des modèles aux différences d'AIC inférieures à 2 par rapport au meilleur modèle sont considérés comme relativement fiables. Les modèles secondaires permettent parfois de faire ressortir des covariables absentes du meilleur modèle. Ils permettent d'apporter une information complémentaire. L'ensemble des variables revenant dans au moins deux modèles au $\Delta AIC < 2$ ont donc été considérées.

Les covariables composant les meilleurs modèles et certains modèles secondaires ont ensuite été projetés au travers des graphiques type « réponse curves » pour mieux comprendre comment la covariable influe sur les probabilités d'occupation à l'année 1 et comment la covariable influe sur la probabilité d'extinction.

3.3.b. Modèle linéaire généralisé (GLM)

Afin d'identifier quelles variables paysagères et quelles variables caractéristiques expliquaient le mieux la richesse spécifique sur les sites en 2022, nous avons ajusté un modèle linéaire généralisé (GLM) simple. Le principe de l'analyse GLM est d'évaluer l'effet de variables prédictives sur une variable réponse. Un modèle a été réalisé pour chaque variable paysagère et chaque variable caractéristique séparément. Une distribution de poisson (adaptés aux données de comptage) et une fonction log link ont été utilisées pour effectuer ces analyses. Des « réponses curves » ont été projetées pour illustrer les relations entre les éléments paysagers et caractéristiques ressortis comme les plus significativement en lien avec la richesse spécifique des sites.



Figure 6 : photographie d'une mare de prairie

III. Résultats

1. Une dégradation des habitats

1.1. Une dégradation des habitats autour des sites de reproduction

1.1.a. Evolution de l'assolement agricole

La surface cultivée moyenne par buffer de 800 mètres de diamètre (soit 49,5 hectares) est passée de 23.2 hectares en 2002 à 28.3 hectares en 2018 (Fig 7). Cette hausse moyenne de 5.1 hectares correspond à une augmentation moyenne de la surface cultivée de 21% par zone tampon.

Les données issues de la numérisation nous ont permis de calculer la surface moyenne du parcellaire à vocation céréalière. Cette surface moyenne était de 3.7 hectares en 2002. En 2018, elle s'élève à 4.4 hectares (Annexe II). En 2002, une seule parcelle avait une surface supérieure ou égale à 15 hectares, alors qu'en 2018, on dénombre 20 parcelles dont la surface est supérieure ou égale à 15 hectares (Annexe II). A noter, pour compléter nos analyses relatives à l'assolement agricole que nous constatons une diminution de 27% de la surface prairial au sein de nos buffers (Fig 7), soit une surface prairial moyenne s'élevant à 22.4 hectares en 2002, qui est désormais de 16.4 hectares en 2018 (Fig 7).

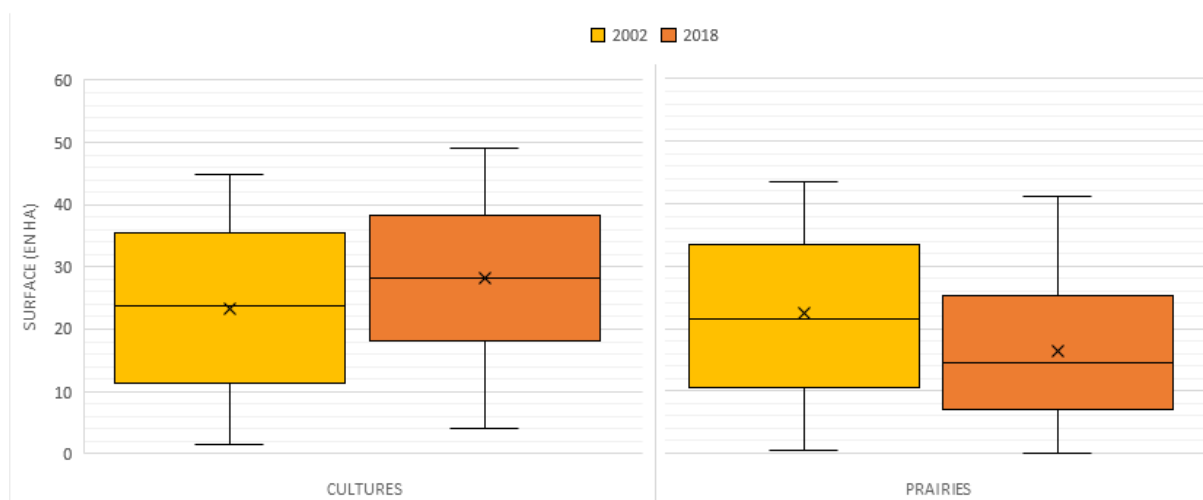


Figure 7 : Boxplot : évolution de la surface cultivée au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha)

1.1.b. Evolution des éléments de la trame verte

La figure 8 permet de constater l'évolution du linéaire de haies (en m) moyen par hectares au sein des zones tampons de l'étude (d=800m, s=49,5ha). En 1959, la valeur moyenne de linéaire de haies par hectare s'élevait à 179 m, en 2002 à 142 mètres. Elle est désormais de 132 m pour l'année 2018 (Fig 8). Les données mettent en évidence que le linéaire de haies moyen par zone tampon était de 8900 mètres en 1959, de 7000 mètres en 2002, et est passé à 6500 mètres en 2018. En moyenne dans les buffers d'étude, on constate une perte de 21% du linéaire de haies

entre 1959 et 2002, puis une perte de 7.2 % du linéaire de haies entre 2002 et 2018. Rapporté à l'année, le rythme moyen de dégradation du linéaire de haies était de 42 m perdu par an, par buffer, entre 1959 et 2002. La perte de haie rapporté à l'année entre 2002 et 2018 est quant à elle de 31 mètres.

On constate parallèlement à cela, une augmentation des surfaces en bosquets dans le paysage au cours du temps (Fig 9). En effet, la surface totale de boisement sur l'ensemble du territoire numérisé est passé de 93 ha en 1959 à 179 ha en 2018. La surface boisée moyenne par zone tampon est passée de 1.2 ha en 1959, à 1.9 ha en 2002, pour atteindre 2.3 hectares de moyenne en 2018. Il y a donc eu une augmentation de 48% de la surface boisée entre 1959 et 2018.

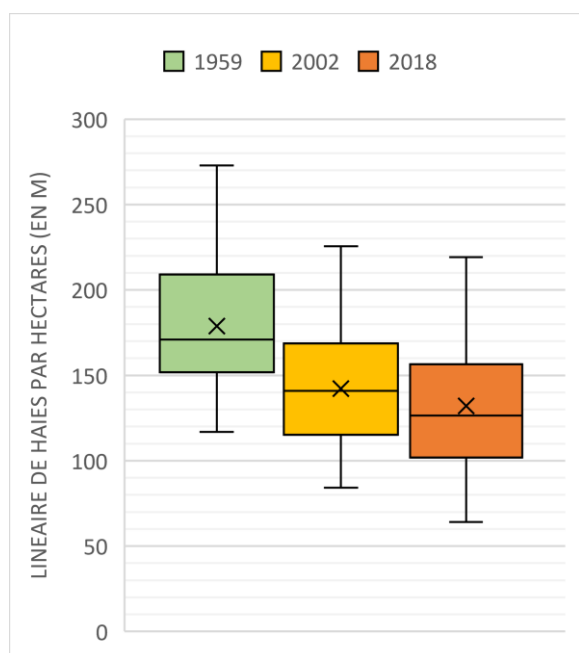


Figure 8 : Boxplot : Evolution du linéaire de haies (en m) par hectare au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha)

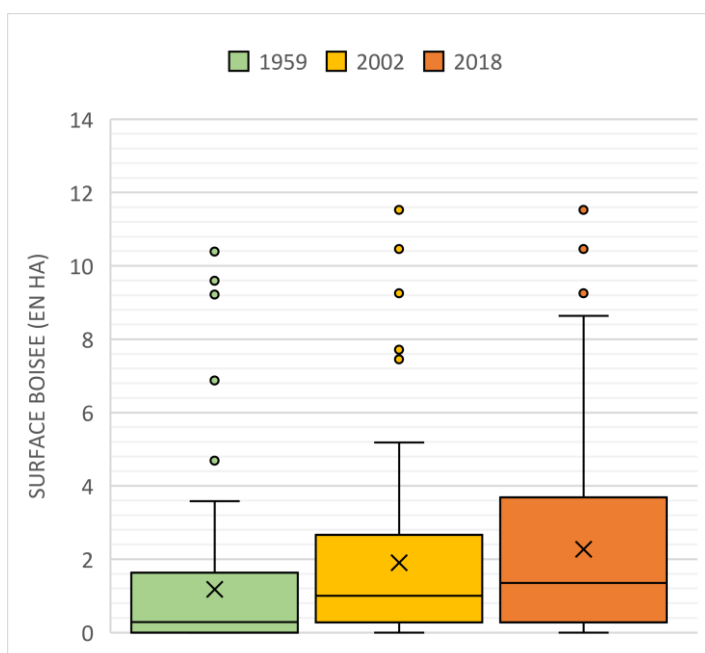
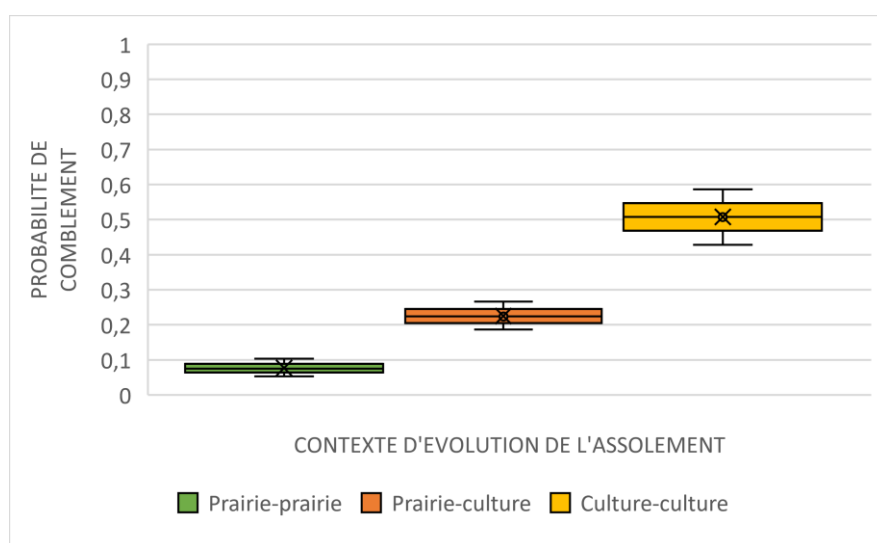


Figure 9 : Boxplot : évolution de la surface boisée au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha)

1.1.c. Une simplification du réseau de mares

Sur la surface totale de nos zones tampons d'étude, on constate une perte de 19,5% des mares entre 2002 et 2018. En effet, le nombre total de mares dénombrées dans les buffers d'étude était de 241 en 2002 et on ne numérise plus que 194 mares sur les photographies aériennes de 2018 (Annexe III). Parmi les mares du protocole d'étude (celles prospectées), on constate une proportion de perte équivalente. Puisque parmi les mares de l'échantillon (N=79), 17 ont disparu (Annexe III). Lorsque l'on s'intéresse au contexte d'assolement de ces mares disparues, on visualise que la majorité des mares bouchées, l'ont été dans des contextes où la parcelle était à vocation céréalière dès 2002 (63,8%). Un quart (23,4%) des mares bouchées sur les zones

tampons de l'étude l'ont été dans un contexte où l'usage de la parcelle est passé de prairial à production céréalière. La probabilité de comblement est significativement différente ($p\text{value} = 3.79 \times 10^{-10}$), en fonction du contexte d'assolement concernant la mare. Celle-ci est supérieure à 0.5 en contexte « culture-culture » alors qu'elle est inférieure à 0.1 en contexte « prairie-prairie » (Fig 10). Parmi les mares de l'étude restantes, 65% demeuraient des mares de prairie en 2022 (Annexe IV). L'usage de la mare en tant qu'abreuvoir est maintenu sur 68% de ces mares de prairies (bovins ovins confondus). Tandis que 20% d'entre elles ne servent pas à l'abreuvement du bétail pâturant (Annexe IV).



Résultats du test statistique associé

(Estimate : 1.2738, Std Error : 0.2034, Z value : 6.263, $\Pr(>|z|)$: 3.79×10^{-10})

Figure 10 : Boxplot : Probabilité de comblement des mares en fonction du contexte d'évolution de l'assolement (entre 2002 et 2018) sur les zones tampons d'étude

1.2 Une dégradation des sites de reproduction

A noter que pour effectuer des statistiques d'exploration relative aux caractéristiques des mares, et pour comparer l'évolution des différents paramètres relevés, ont été enlevées du jeu de données les 17 mares bouchées. La figure 6 permet de comprendre comment ont évolué les profondeurs d'eau au sein des mares toujours effectives de l'échantillon. On constate que les 3 classes intégrant les profondeurs inférieures ou égales à 75 cm contenaient 1 mare en 2007, elles en comptent désormais 32 en 2022 (Fig 11). En d'autres termes le pourcentage de mare à profondeur inférieure à 75 cm est passé de 1,6% à 51,6% sur le laps de temps séparant les deux passages de l'étude. A l'inverse, les classes intégrant les profondeurs maximales supérieures à 125 cm comptaient 46 mares en 2007, elles en comptent désormais 8 en 2002 (Fig 11). Lorsque l'on regarde l'évolution de l'envasement (Fig 12) au sein des mares de l'échantillon, on constate une augmentation de l'envasement moyen. Celui-ci étant passé de 8,6 cm en 2007 à 24,5 en 2022.

L'histogramme (Fig 13) permet de visualiser la distribution des classes de recouvrement végétal sur les mares de l'échantillon lors du relevé terrain de 2007 et celui de 2022. On observe qu'en 2022, il y a une hétérogénéité relativement équilibrée de recouvrement végétal au sein des mares de l'échantillon. Tandis qu'en 2007, plus l'intervalle de recouvrement était élevé, plus celui-ci concernait de mares de l'échantillon. On note qu'en 2007, les mares concernées par un recouvrement végétal supérieur à 25% étaient 47. En 2022, on compte 30 mares concernées par un recouvrement végétal supérieur à 25%.

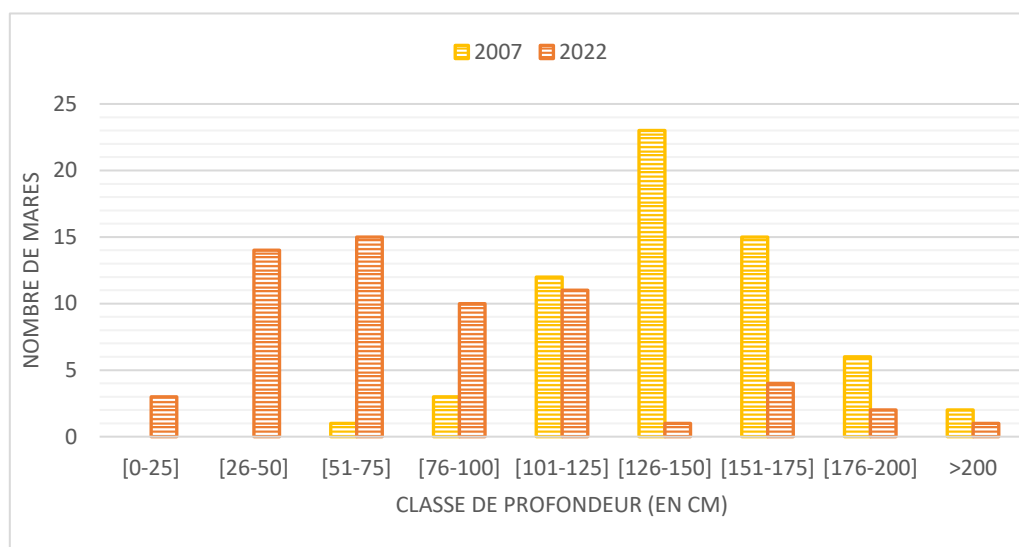


Figure 11 : Histogramme : évolution de la distribution des classes de profondeur d'eau des mares de l'échantillon

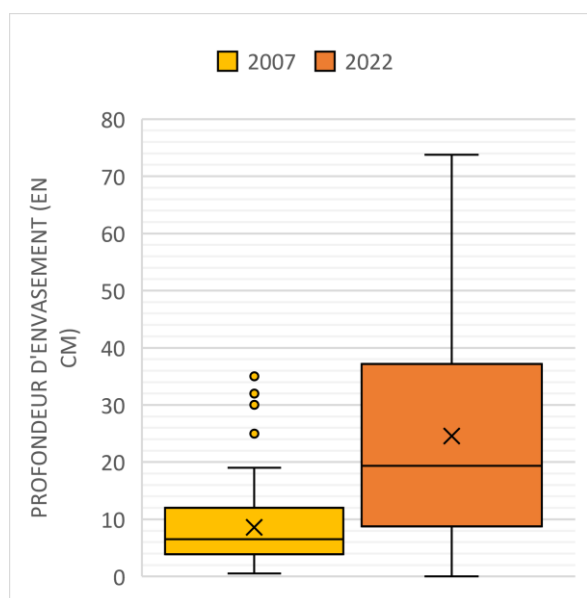


Figure 12 : Boxplot : évolution de l'envasement moyen sur les mares de l'échantillon

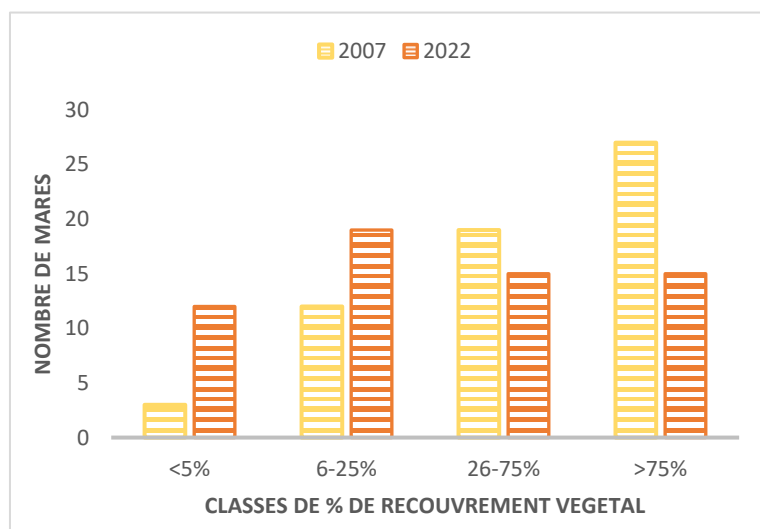


Figure 13 : Histogramme : évolution de la distribution des classes de recouvrement végétal sur les mares de l'échantillon

2. Un changement des communautés d'amphibiens

2.1 Une chute d'occurrence générale

On constate que trois espèces qui avaient été observées en 2007 n'ont pas été revues en 2022 : la grenouille de Lessona, l'alyte accoucheur et le triton de Blasius (*Tab 2*). 10 espèces sont concernées par des chutes d'occurrence sur le secteur d'étude (*Tab 2*). L'ensemble des urodèles ont des occurrences en régression. Cette régression est notamment marquée chez le triton crêté que l'on trouvait sur 5 sites distincts en 2007 et uniquement sur un seul site en 2022. Chez les anoures, ce sont les chutes d'occurrence de la grenouille commune et de la rainette verte qui sont particulièrement fortes, avec respectivement -75% et -60% (*Tab 2*).

Si les chutes d'occurrence et les disparitions ont concerné la majorité des espèces suivies, on peut noter une augmentation d'occurrence chez deux espèces sur le territoire d'étude : la grenouille rieuse et le crapaud épineux, qui ont tous deux, été observés sur davantage de sites en 2022 qu'en 2007 (*Tab 2*). A noter également qu'une espèce a fait son apparition entre 2007 et 2022 : le xénope lisse (espèce exotique et envahissante), qui a été observé sur une mare.

Tableau 2 : Evolution du nombre de sites où l'espèce s'est avérée présente entre 2007 et 2022.

	Occurrence de l'espèce en 2007 (/79)	Occurrence de l'espèce en 2022 (/79)	Evolution occurrence
ANOURES			
<i>Grenouille agile</i>	66	53	-20 %
<i>Grenouille rieuse</i>	47	48	+2 %
<i>Grenouille commune</i>	48	12	-75 %
<i>Grenouille de lessona</i>	10	0	-100 %
<i>Rainette verte</i>	60	24	-60 %
<i>Crapaud épineux</i>	7	14	+50 %
<i>Alyte accoucheur</i>	2	0	-100 %
<i>Xenope lisse</i>	0	1	+100 %
URODELES			
<i>Triton palmé</i>	74	52	-30 %
<i>Triton marbré</i>	58	36	-38 %
<i>Triton crêté</i>	5	1	-80 %
<i>Triton de Blasius</i>	1	0	-100 %
<i>Salamandre tachetée</i>	17	15	-12 %

Les analyses effectuées avec le modèle Site Occupancy Multi Season n'ont concerné que 8 des 12 espèces contactées sur l'ensemble de l'étude (voir Matériel & Méthodes). Au travers l'évolution des probabilités d'occupation, on retombe sur les tendances évoquées à la lecture du tableau 2. Parmi les 8 espèces concernées par les analyses, on constate que la probabilité d'occupation a diminué entre l'année 1 (2007) et l'année 2 (2022) pour 6 espèces. C'est pour la grenouille commune et la rainette verte que les probabilités d'occupation ont le plus chuté sur les 15 années séparant les deux passages. Passées respectivement de 0.675 et 0.831 à 0.174 et 0.333. On constate en revanche une augmentation de la probabilité d'occupation entre l'année 1 et l'année 2 chez la grenouille rieuse et le crapaud épineux. Passées respectivement de 0.632 à 0.635 et de 0.139 à 0.278. Concernant les taux de colonisation, on constate que ceux-ci sont inférieurs à 0.400 chez 6 espèces sur 8. Seuls les taux de colonisation du triton palmé et de la grenouille rieuse sont relativement élevés (0.551 et 0.595). En revanche, on constate que chez 5 espèces sur 8, les taux d'extinction sont supérieurs à 0.400. Ces forts taux d'extinction concernent le triton marbré (0.418), la salamandre tachetée (0.500), le crapaud épineux (0.551), la rainette verte (0.599) et la grenouille commune (0.742).

Tableau 3 : Calcul des probabilités d'occupations, de colonisation et d'extinction avec le modèle constant en Site Occupancy Multi Season

	Proba occupation (année 1)	Proba occupation (année 2)	Gamma (Colonisation)	Epsilon (Extinction)
Grenouille agile	0.866 ± 0.044	0.695 ± 0.057	0.318 ± 0.176	0.246 ± 0.057
Grenouille rieuse	0.632 ± 0.060	0.645 ± 0.067	0.551 ± 0.104	0.299 ± 0.074
Grenouille commune	0.675 ± 0.065	0.174 ± 0.040	0.000 ± 0.001	0.742 ± 0.067
Rainette verte	0.831 ± 0.052	0.333 ± 0.046	0.002 ± 0.046	0.599 ± 0.067
Crapaud épineux	0.139 ± 0.057	0.278 ± 0.075	0.251 ± 0.087	0.551 ± 0.283
Triton palmé	0.947 ± 0.028	0.665 ± 0.051	0.595 ± 0.263	0.331 ± 0.056
Triton marbré	0.775 ± 0.054	0.481 ± 0.057	0.132 ± 0.111	0.418 ± 0.069
Salamandre tachetée	0.229 ± 0.050	0.202 ± 0.053	0.113 ± 0.044	0.500 ± 0.131

2.2 Un changement de variables d'habitat qui influe sur les communautés d'amphibiens

2.2.a. A l'échelle spécifique

Le tableau récapitulatif suivant (Tab 4) est basé sur le cumul des dredge réalisés espèces par espèce (Annexe VI). Les variables ressorties dans le meilleur modèle sont surlignées. Une absence de case surlignée dans une ligne signifie que c'est le modèle constant qui s'est avéré être le meilleur modèle pour l'espèce. Le sens de l'effet des covariables est indiqué par le signe (+) ou (-). Un signe dans Psi traduira que plus le linéaire ou la surface de l'entité concernée est important, plus cela affecte positivement ou négativement la probabilité d'occupation. Un signe dans Epsilon traduira que l'évolution de l'entité paysagère sur le laps de temps inter études (détaillée en III.1.) a joué un rôle dans l'extinction (+) de l'espèce ou dans la limitation de

l'extinction (-) de l'espèce. A noter également, que nous nous sommes intéressés aux modèles secondaires, en regardant quelles étaient les covariables mises en évidence au moins deux fois parmi les modèles aux $\Delta AIC < 2$ par rapport au premier modèle. Le chiffre précédent le signe dans les différentes cases du tableau, renseigne donc sur le nombre de modèles aux $\Delta AIC < 2$ indiquant la variable comme impliquée dans l'explication de la probabilité d'occupation initiale et de l'extinction.

Excepté pour la Rainette verte, où le meilleur modèle est le modèle nul (*Tab 4*), au moins une covariable paysagère est impliquée dans le meilleur modèle de chaque espèce.

Tableau 4 : Meilleurs modèles issus des analyses Site Occupancy Multi Season sur les variables paysagères pour chaque espèce

	Variable expliquant Psi (Probabilité d'occupation à l'année 1)					Variable expliquant Epsilon (Probabilité d'extinction sur le laps de temps inter études)			
	Psi (routes)	Psi (haies)	Psi (cultures)	Psi (réseau mares)	Psi (bois)	Epsilon (haies)	Epsilon (cultures)	Epsilon (réseau mares)	Epsilon (bois)
Grenouille agile	10 (-)		6 (-)	3 (+)	4(+)	2 (+)		10 (+)	
Grenouille rieuse		4 (+)					2 (-)		
Grenouille commune	5 (-)		2 (-)	3 (+)		2 (+)			
Rainette verte									
Crapaud épineux	8 (-)			7 (+)		2 (+)			
Triton palmé		2(+)	3(-)					9 (+)	5 (-)
Triton marbré	3(-)	3(+)							
Salamandre tachetée	3 (-)			5 (-)	10(+)	3 (+)	2 (+)		

Grisé et en gras : variables comprises dans le meilleur modèle

(+) : variable qui augmente la probabilité

(-) : variable qui diminue la probabilité

Chiffres précédant le signe : nombre de modèles aux $\Delta AIC < 2$

Le linéaire de route affecte négativement la probabilité d'occupation à l'année 1 de 5 espèces : (*Tab 4, Annexe VIII*) plus celui-ci est important et avoisine la valeur maximale de 3 km sur la zone tampon d'étude, plus la probabilité d'occupation est faible pour la grenouille agile, la grenouille commune, le crapaud épineux, le triton marbré et la salamandre tachetée. Le linéaire de haie initial influe sur la probabilité d'occupation à l'année 1 de la grenouille rieuse, du triton marbré et du triton palmé (*Tab 4, Fig 14*). Plus le linéaire de haie est important sur la zone tampon et avoisine les 11km plus la probabilité d'occupation de ces espèces est forte.

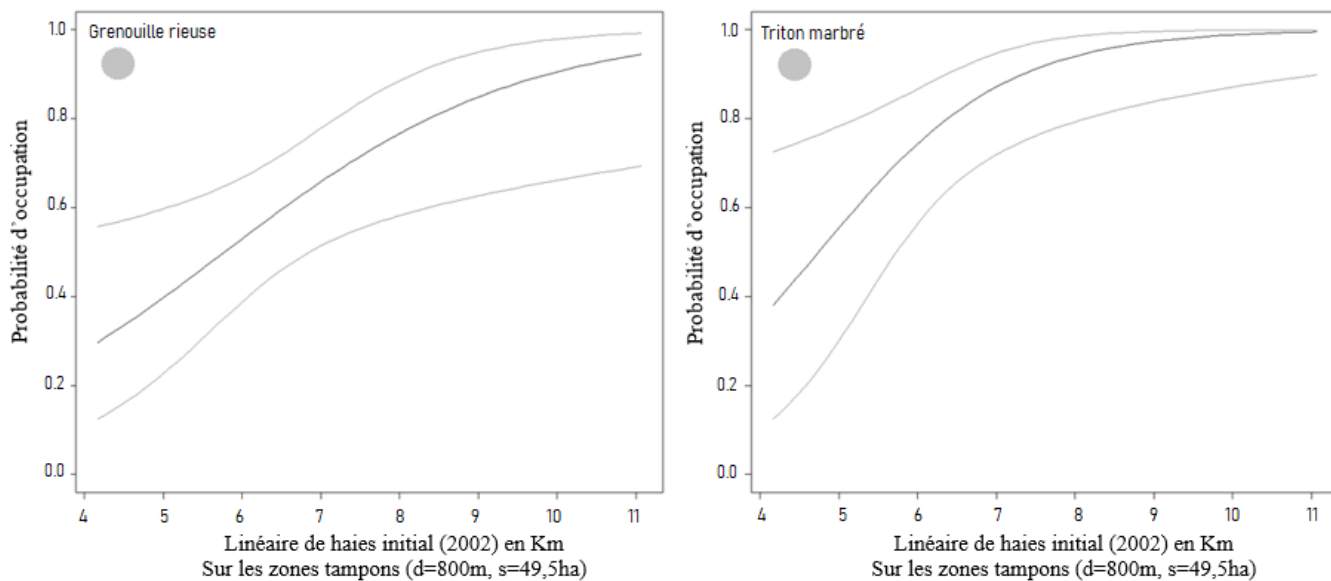


Figure 14 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction du linéaire de haies initial

L'influence négative de la surface en culture sur la probabilité d'occupation initiale ne ressort dans le meilleur modèle que chez la grenouille agile (Tab 4, Fig 15), elle est cependant retrouvée également dans des modèles secondaires chez la grenouille commune et le triton palmé. (Tab 4) La surface initiale de la surface boisée influe également sur la probabilité d'occupation à l'année 1 d'une seule espèce : la salamandre. Plus la surface boisée est importante sur la zone tampon d'étude, plus la probabilité d'occupation du site par cette espèce est forte (Tab 4, Fig 16).

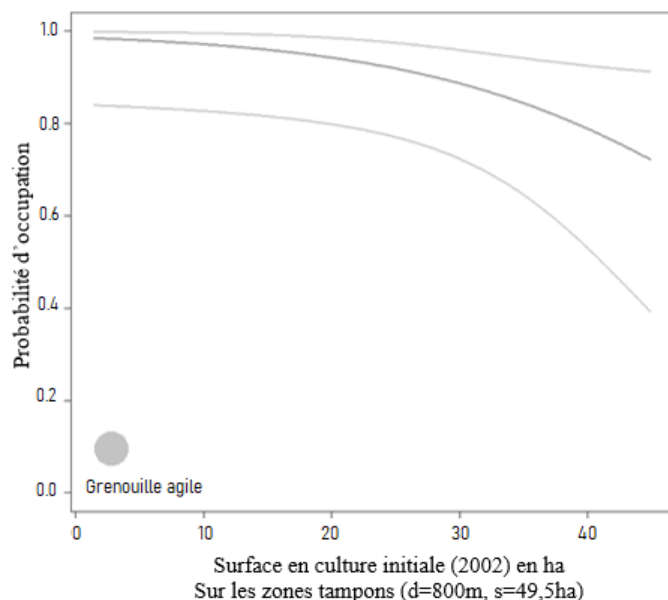


Figure 15 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction de la surface en culture initiale

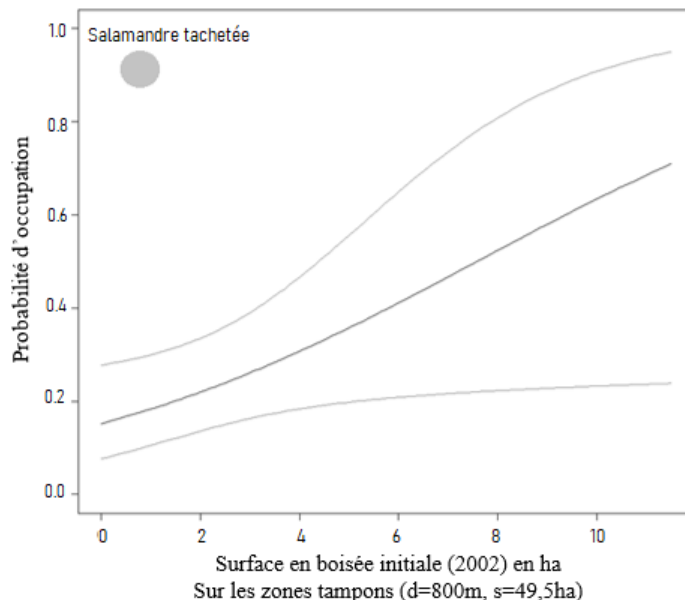


Figure 16 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction de la surface boisée initiale

Enfin, le nombre de mares dans le paysage lors du premier relevé a eu une incidence sur la probabilité d'occupation de deux espèces d'après l'estimation des meilleurs modèles : la grenouille commune et le crapaud épineux (*Tab 4, Fig 17*). Plus le réseau de mare alentours est dense, plus la probabilité d'occupation sur la mare d'étude est forte.

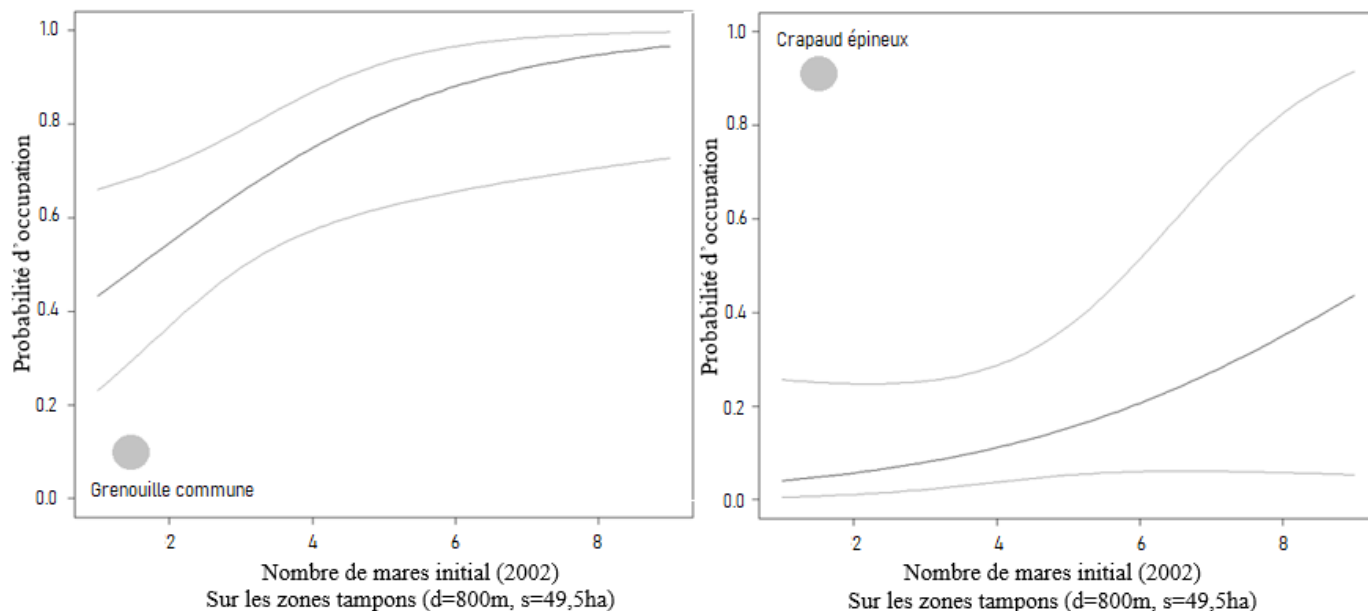


Figure 17 : Reponse Curves : probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction du nombre de mares initial

Les covariables affectant Epsilon contiennent l'information relative à l'évolution du paysage, elles ont une dimension dynamique (voir Matériel & Méthodes). Parmi les meilleurs modèles « attribués d'office », seule la covariable relative à l'évolution du réseau de mare environnant la mare d'étude est ressortie comme influente sur la probabilité d'extinction. Celle-ci affecte la grenouille agile et le triton palmé (*Tab 5, Fig 18*). Pour les deux espèces, plus le nombre de mare perdues au sein du buffer de 800m de diamètre est important, plus la probabilité d'extinction de l'espèce tend vers 1 localement. Lorsque l'on élargit aux « modèles secondaires », on constate que parmi les modèles ayant un DeltaAIC <2, de nombreuses covariables d'évolutions ressortent comme affectant la probabilité d'extinction des espèces. A commencer par l'évolution du linéaire de haies, qui ressort chez 4 espèces (*Tab 5, Fig 19*). On constate chez ces différentes espèces (crapaud épineux, grenouille agile, grenouille commune et salamandre tachetée) que plus la dégradation du linéaire de haies initial est importante, plus la probabilité d'extinction est forte.

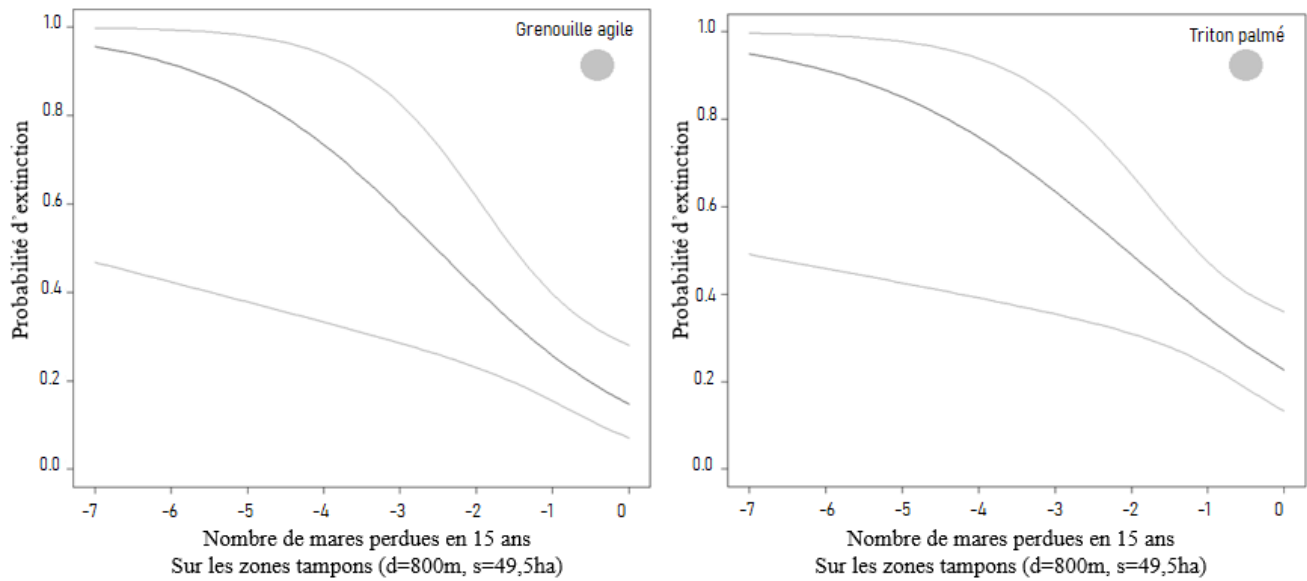


Figure 18 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution du nombre de mares

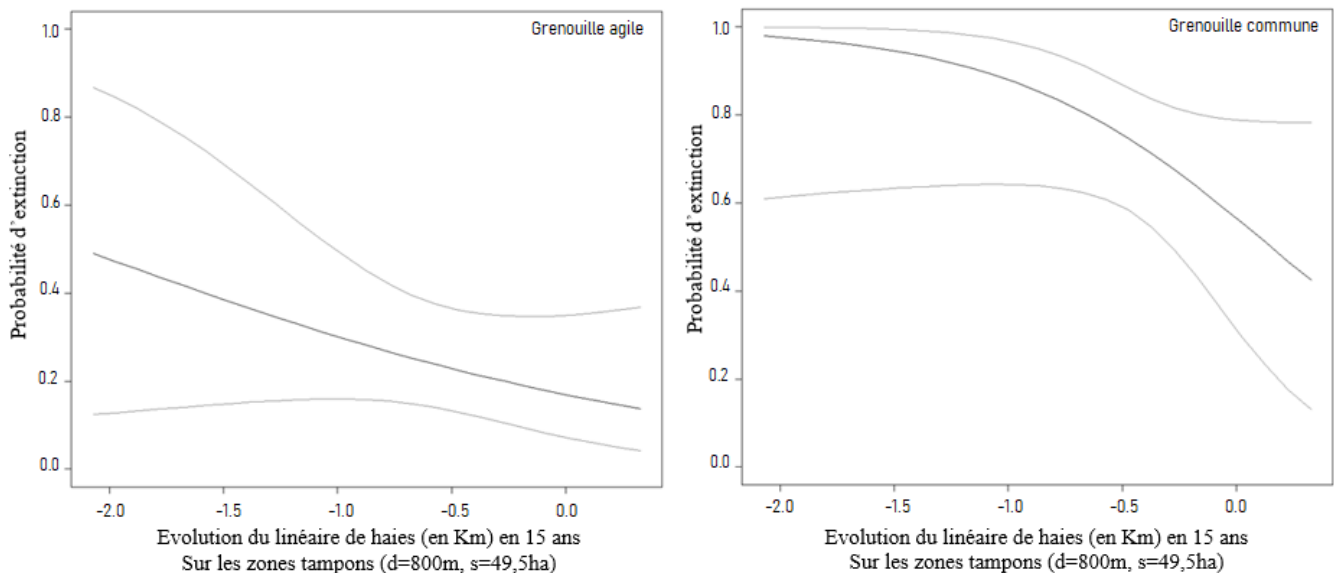


Figure 19 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution du linéaire de haies

L'évolution de la surface en culture ressort dans les « modèles secondaires » chez deux espèces distinctes : la grenouille rieuse et la salamandre tachetée. L'effet de l'évolution de la surface cultivée est inverse chez les deux espèces, puisqu'il diminue la probabilité d'extinction chez la grenouille rieuse, alors qu'il l'augmente chez la salamandre tachetée (Tab 5, Fig 20). Enfin, l'évolution de la surface boisée est une covariable qui est revenue chez le triton palmé dans un grand nombre de modèles secondaires (5) au DeltaAIC <2. La projection de la variable en reponse curve (Fig 21) met en évidence le fait que l'augmentation de la surface boisée dans les zones tampons a un impact positif sur la probabilité d'extinction. Puisque plus la surface gagnée en 15 ans est grande, plus la probabilité d'extinction locale de l'espèce est faible.

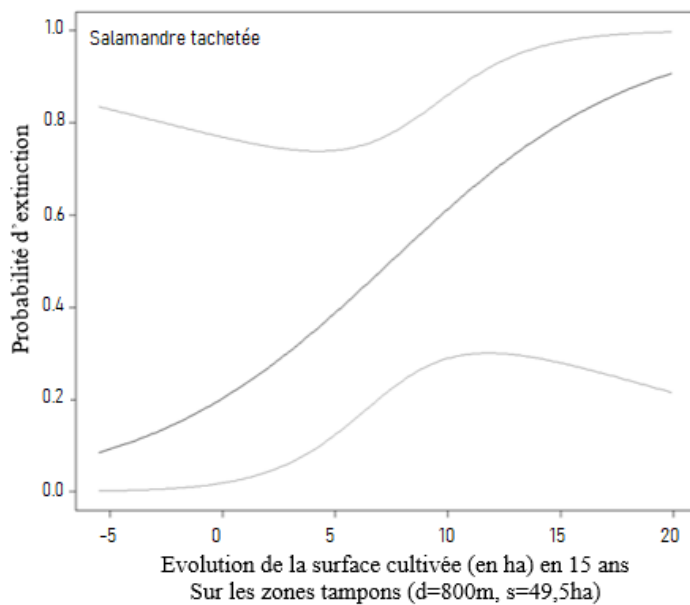


Figure 20 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de la surface cultivée

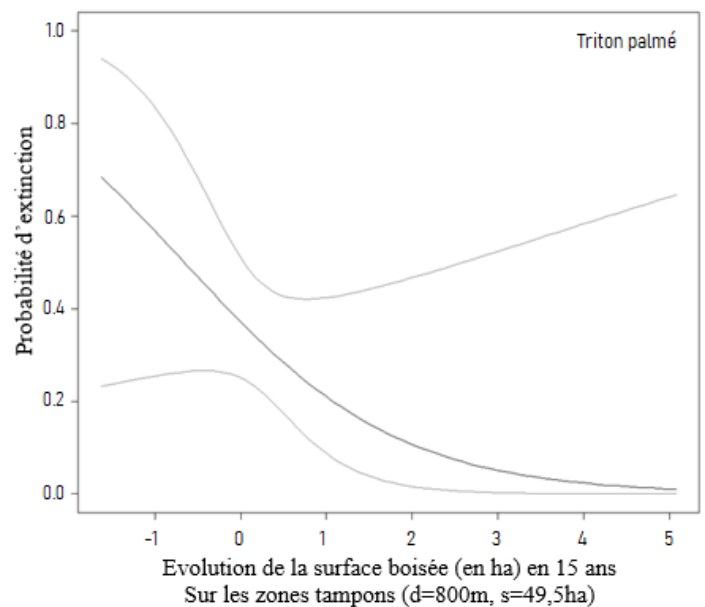


Figure 21 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de la surface boisée

Le tableau récapitulatif suivant est basé sur le cumul des dredge réalisés espèces par espèce (*Annexe VII*). Comme pour le tableau précédent, les covariables ressorties dans le meilleur modèle sont surlignées. Une absence de case surlignée dans une ligne signifie que c'est le modèle constant qui s'est avéré être le meilleur modèle pour l'espèce. Le sens de l'effet des covariables est indiqué par le signe (+) ou (-). Un signe dans Psi traduira que plus le caractère concerné est important, plus cela affecte positivement ou négativement la probabilité d'occupation. Un signe dans Epsilon traduira que l'évolution de la caractéristique de la mare sur le laps de temps inter études (détaillée en III.1.) a joué un rôle dans l'extinction (+) de l'espèce ou dans la limitation de l'extinction (-) de l'espèce. A noter également, que nous nous sommes intéressés aux modèles secondaires, en regardant quelles étaient les covariables mises en évidence au moins deux fois parmi les modèles aux $\Delta AIC < 2$ par rapport au premier modèle. Le chiffre précédant le signe dans les différentes cases du tableau, renseigne donc sur le nombre de modèles aux $\Delta AIC < 2$ indiquant la variable comme impliquée dans l'explication de la probabilité d'occupation et de l'extinction de l'espèce.

On constate que pour les 3 espèces d'urodèles testées, c'est le modèle nul qui ressort comme meilleur modèle (*Tab 5*). On remarque tout de même que parmi les modèles aux $\Delta AIC < 2$, certains mettent en évidence le rôle de covariables de caractérisation sur l'occupation initiale et l'extinction de ces 3 espèces.

Tableau 5 : Meilleurs modèles issus des analyses Site Occupancy Multi Season sur les variables caractéristiques pour chaque espèce

	Variable expliquant Psi (Probabilité d'occupation à l'année 1)				Variable expliquant Epsilon (Probabilité d'extinction sur le laps de temps inter études)		
	Psi (surface)	Psi (profondeur)	Psi (vase)	Psi (végétaux)	Epsilon (profondeur)	Epsilon (vase)	Epsilon (végétaux)
Grenouille agile			2 (+)	2 (+)	6 (+)		
Grenouille rieuse			2 (+)	2 (+)		2 (+)	2 (+)
Grenouille commune			2 (+)	3 (+)		2 (+)	
Rainette verte	2 (+)		3 (-)			2 (+)	
Crapaud épineux		4 (+)	3 (-)			2 (-)	4 (+)
Triton palmé				4 (+)	2 (+)		
Triton marbré				2 (+)	2 (+)		
Salamandre tachetée		(2-)					

Grisé et en gras : variables comprises dans le meilleur modèle

(+) : variable qui augmente la probabilité

(-) : variable qui diminue la probabilité

Chiffres précédant le signe : nombre de modèles aux DeltaAIC<2

Les variables d'état les plus récurrentes, impliquées dans la probabilité d'occupation à l'année 1 des espèces parmi le cumul des meilleurs modèles et des modèles secondaires sont l'envasement et le recouvrement végétal (Tab 5). L'envasement initial se retrouve dans le meilleur modèle chez la grenouille rieuse et chez la rainette commune, son effet est opposé chez les deux espèces. Plus l'épaisseur de vase est importante à l'année 1 plus la probabilité d'occupation de la grenouille rieuse va être forte, l'inverse est constaté chez la rainette verte (Tab 5, Fig 22). Ce paramètre est également impliqué dans des modèles secondaires chez trois autres espèces (grenouille agile, grenouille commune, crapaud épineux).

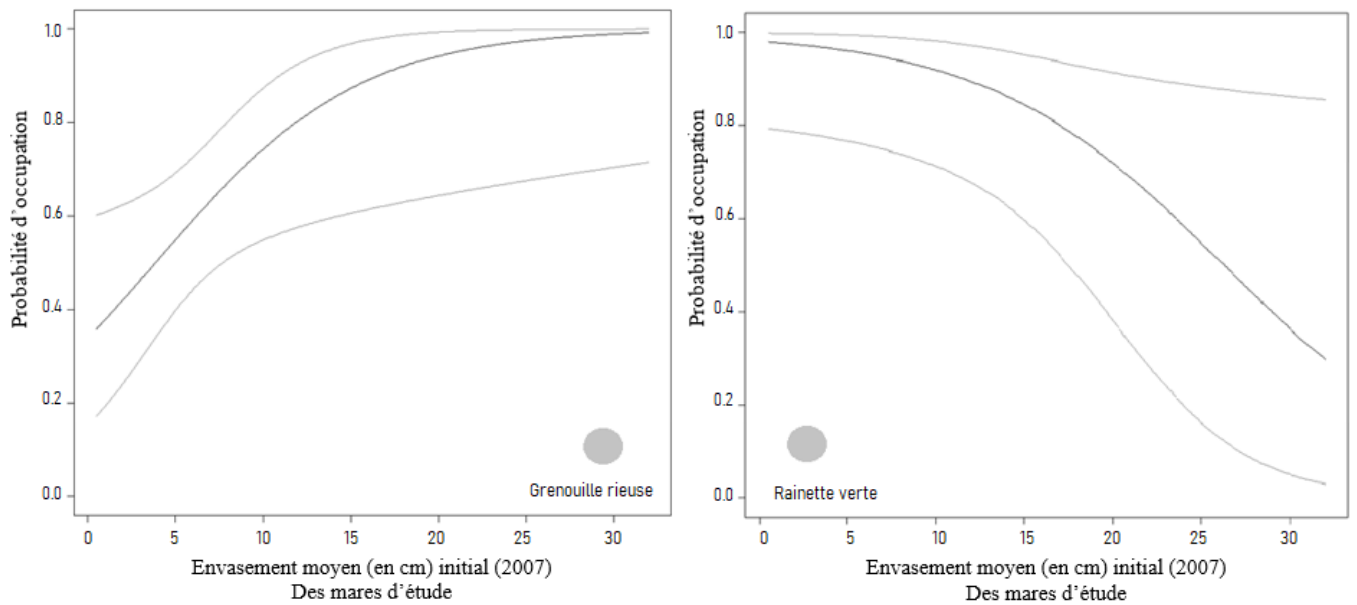


Figure 22 : Reponse Curves : probabilité d'occupation en fonction de l'envasement moyen initial

Le recouvrement végétal explique partiellement la probabilité d'occupation à l'année 1 chez 5 espèces distinctes. Chez ces 5 espèces son effet est positif, plus il y a de végétation, plus la probabilité d'occupation augmente (Tab 5). On observe cela chez les deux espèces de triton (palmé et marbré), mais également chez la grenouille rieuse la grenouille commune (pour qui la variable fait partie du meilleur modèle) et chez la grenouille agile (Fig 23).

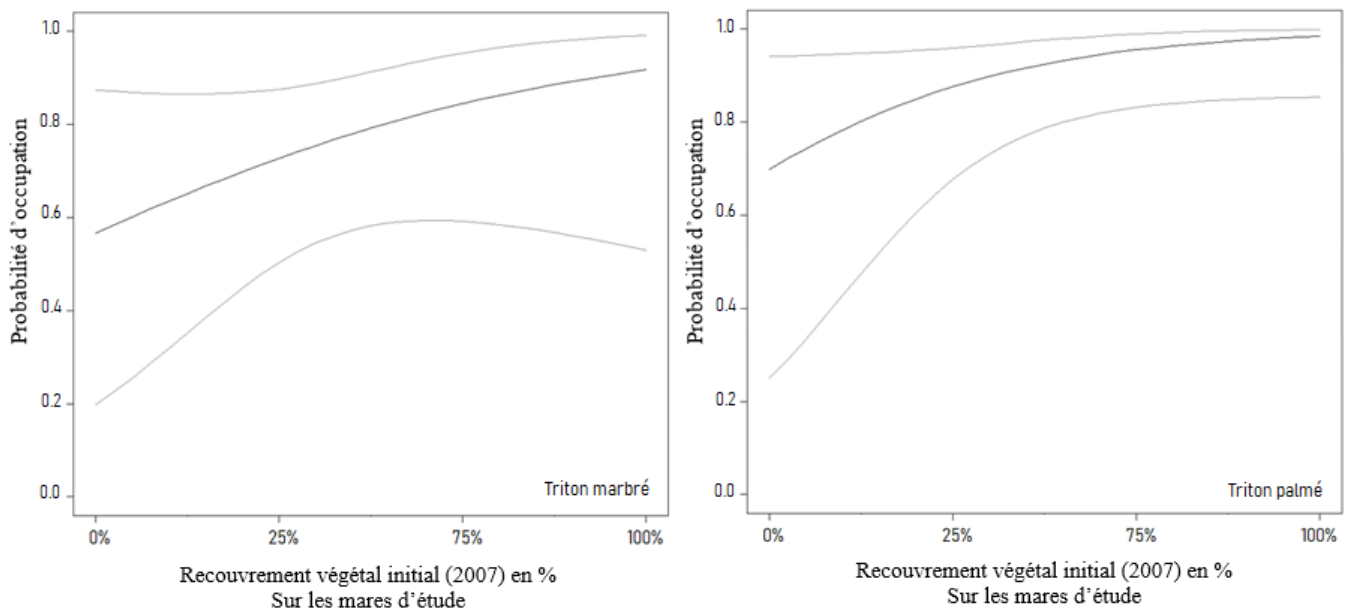


Figure 23 : Reponse Curves : probabilité d'occupation en fonction du recouvrement végétal initial

L'évolution de la profondeur du point d'eau, de son envasement et de son recouvrement végétal, sont tous trois, des paramètres affectant la probabilité d'extinction d'au moins deux espèces.

L'évolution de l'envasement se retrouve dans le meilleur modèle chez trois espèces (grenouille rieuse, grenouille commune, rainette verte), plus l'envasement a été fort sur le laps de temps inter études, plus cela a augmenté la probabilité d'extinction de ces espèces localement (*Tab 5, Fig 24*).

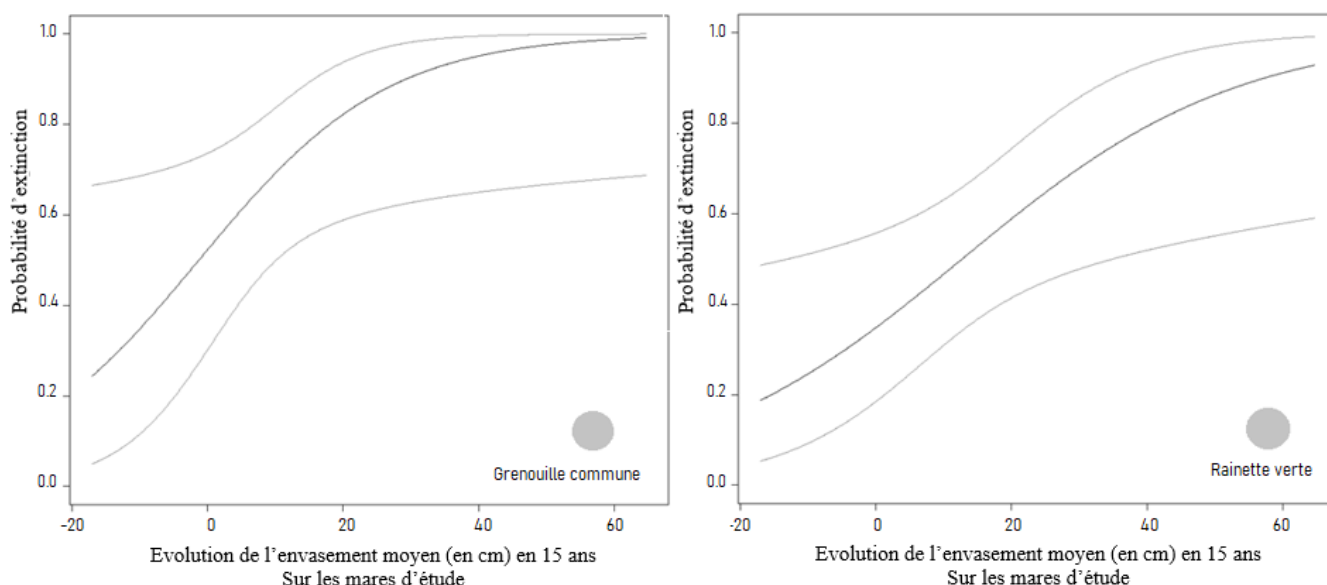


Figure 24 : Reponse Curves : probabilité d'extinction en fonction de l'évolution de l'envasement moyen

L'évolution de la profondeur du point d'eau est une variable qui ressort chez trois espèces : le triton palmé, le triton marbré (modèles secondaires) et la grenouille agile (meilleur modèle). Chez les trois espèces l'effet de la diminution de la profondeur maximale des points d'eau augmente localement la probabilité d'extinction. Enfin, l'évolution du recouvrement végétal est un paramètre ressortant dans le meilleur modèle de la grenouille rieuse et du crapaud épineux. La diminution de la végétation aquatique affecte négativement leur probabilité d'extinction.

2.2.b. A l'échelle de la richesse spécifique

Il est constaté que la richesse en espèce par mare a chuté sur le laps de temps entre les deux études (*Fig 25*). En effet, la richesse moyenne par mare calculée en 2007 est de 5.2, elle est de 3,3 en 2022 (*Fig 25*). Soit une baisse de 37% de richesse spécifique. A noter que les mares bouchées ont été incluses dans ces calculs. Si l'on effectue le calcul de richesse par site en 2022, en excluant les mares bouchées, la richesse moyenne est de 4,2 en 2022.

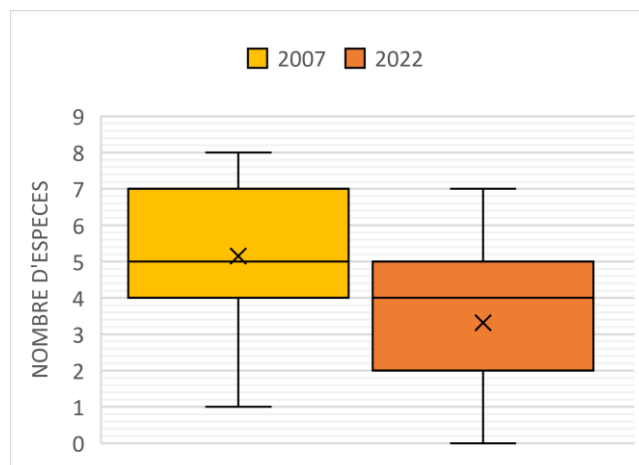


Figure 25 : Boxplot : Evolution de la richesse spécifique sur les 79 sites d'étude

La richesse spécifique est elle aussi expliquée par des covariables environnementales. La réalisation de tests statistiques a permis de mettre en avant le fait que la relation entre le nombre de mares aux environs du site d'étude a un effet significatif sur la richesse en espèce du site en 2022 (pvalue = 0.000122***). Si celui-ci tend vers 9, la richesse spécifique est susceptible de porter la valeur de 6 espèces, tandis que s'il tend vers 1, la richesse spécifique est estimée à 2,5 espèces. (Fig 27). De même que la surface en culture environnante a un effet significatif sur la richesse en espèce en 2022 (pvalue = 0.000477***). Moins la surface cultivée est importante aux environs du site de reproduction, plus la richesse estimée est forte (Fig 26).

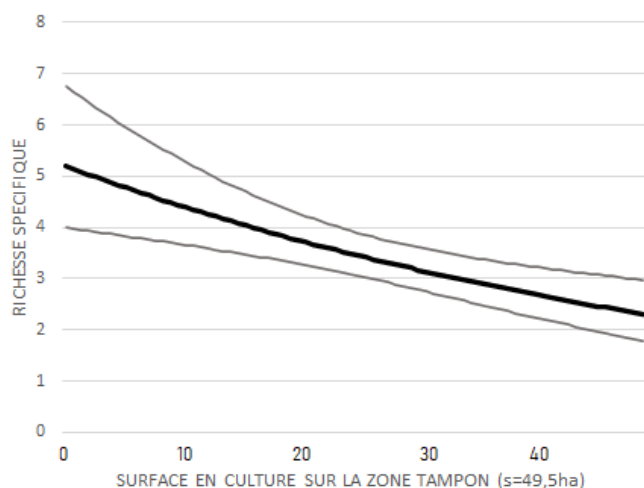


Figure 26 : Reponse Curve : Richesse spécifique en fonction de la surface en culture (GLM) en 2022

Résultats du test statistique associé

(Estimate : -0.016635, Std Error : 0.004762, Z value : -3.493, Pr(>|z|) : 0.000477***)

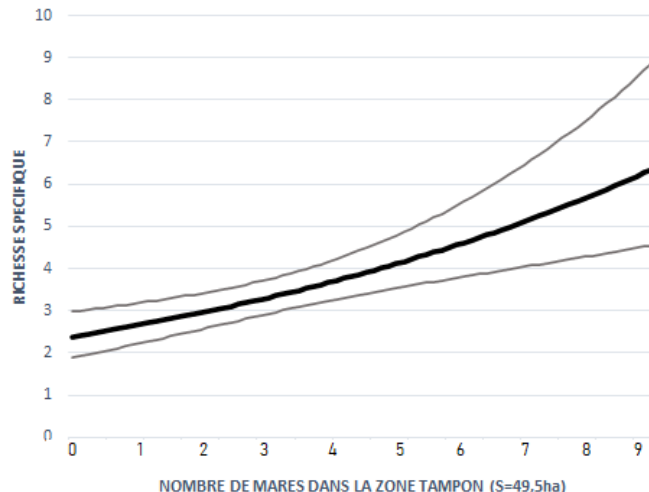


Figure 27 : Reponse Curve : Richesse spécifique en fonction du réseau de mare environnant (GLM) en 2022

Résultats du test statistique associé

(Estimate : 0.10917, Std Error : 0.02842, z value : 3.842, Pr(>|z|) : 0.000122***)

IV. Discussion

1. Une évolution de l'assolement sous l'effet des dynamiques de production agricole

A la vue des données paysagères issues du travail de cartographie mené au cours de l'étude, on constate une évolution relativement marquée des différentes variables relevées.

Au travers l'évolution de l'usage des terres agricoles (*Fig 6*), on visualise le fait que la production céréalière prend une place de plus en plus importante au sein de la mosaïque paysagère du bocage de la Gâtine. On constate en effet une augmentation moyenne de 21% de la surface à des fins de production céréalière en 15 ans sur les zones tampons de l'étude (*Fig 6*). Parallèlement, en toute logique, la surface prairiale diminue fortement, puisqu'elle chute de 27% en moyenne au sein de nos buffers d'étude (*Fig 6*).

Bien que la mise en culture explique en grande partie la perte de surface prairiale, d'autres phénomènes entrent en jeu. A noter que c'est notamment l'artificialisation des terres (variable non prise en compte dans l'étude) qui contribue à expliquer la disparition de certaines parcelles prairiales. C'est également le phénomène de déprise agricole qui peut contribuer à expliquer une autre partie de ces pertes de surface prairiale. En effet, les surfaces boisées tendent à augmenter entre 2002 et 2018 (*Fig 9*). Le non entretien des prairies, l'absence de fauche ou de pâturage conduit à l'apparition de ligneux et à la fermeture progressive du milieu jusqu'à la formation d'un bosquet par succession écologique en l'absence d'interventions. L'ensemble de ces pertes ou évolution d'usage (mise en culture, artificialisation, déprise) permettent de comprendre comment la moyenne de surface en prairie est passée de 22.4 hectares en 2002 à 16.4 hectares en 2018 sur les buffers d'étude (*Fig 6*).

En confrontant l'évolution de l'assolement du secteur d'étude aux données renseignées dans la littérature, on constate que des statistiques agricoles (issus de déclarations PAC) mettent en évidence une progression moins forte des grandes cultures, de l'ordre de 5% entre 2010 et 2017 sur le territoire de la Gâtine poitevine (*Agreste, 2020*). Il a également été mentionné qu'entre 2000 et 2010, le département des Deux-Sèvres (79) avait perdu 14.6% de ses surfaces toujours en herbe (*ARB Nouvelle Aquitaine, 2018*). Les écarts constatés entre les tendances de large échelle trouvées dans la littérature et les tendances dégagées à l'échelle de nos buffers d'étude peuvent s'expliquer par le fait que l'étude concerne potentiellement des zones où le développement de culture céréalière est particulièrement marqué (effet très local). Ces écarts peuvent également s'expliquer par la différence de considération des cultures fourragères dans

les études agronomiques et dans les études écologiques. Les cultures fourragères sont, dans les documents agronomiques, associées aux prairies permanentes et aux prairies temporaires. Dans un contexte écologique, puisque les cultures fourragères s'intègrent dans des rotations de cultures classiques, elles ont été classées comme « en culture » ; cela étant plus juste d'un point de vue purement fonctionnel.

2. Une simplification du paysage qui découle des changements de pratiques

L'augmentation de la surface cultivée sur le territoire d'étude (*Fig 6*) s'accompagne de deux phénomènes qui découlent de ce fait : l'agrandissement de la surface moyenne des parcelles céréalières (*Annexe II*) et la simplification du réseau de haies (*Fig 7*). La connectivité entre les éléments de la trame verte est donc affectée par ces modifications paysagères. En moyenne 504 mètres de linéaire de haies ont été perdus sur les buffers d'étude entre 2002 et 2018. En calculant le rythme de dégradation annuel du linéaire de haies entre 1959 et 2002, puis entre 2002 et 2018 (*Fig 7*), on constate, en, que celui-ci a certes baissé : perte de 31 mètres par an sur le laps de temps 2002-2018 contre 42 sur le laps de temps 1959-2002. Mais il maintient une valeur considérable, mettant en évidence que la simplification du paysage est toujours en cours.

Ces évolutions de pratiques et les modifications paysagères qu'elles impliquent ont eu des conséquences sur le réseau de mare du territoire d'étude (*Annexe III*). Puisqu'il y a eu perte de 19,5% des mares sur le cumul des zones tampons cartographiées. Le réseau est passé de 241 mares à 194 sur le laps de temps entre les deux études. Lorsque l'on s'intéresse au contexte de disparition de ces différents points d'eau (*Fig 10*), on constate que la production céréalière « favorise » la perte de mare, puisque la probabilité de disparition de ces points d'eau implique dans 74% des cas une parcelle à une vocation de production céréalière (récente ou ancienne). Cette importante proportion de mares comblées en contexte céréalière s'explique par le fait qu'une mare de culture est une mare qui n'a plus d'usage (*Annexe IV*) contrairement à une mare de prairie qui peut servir d'abreuvoir pour le bétail (*Annexe IV*). Ces résultats viennent conforter des études menées dans le nord de la France, où il a été constaté sur un territoire d'étude une disparition de 57% des mares entre 1975 et 2006, associée à une diminution de la surface prairiale et une augmentation de la surface cultivée (*Curado et al, 2011*).

3. Une perte d'usage des mares, qui se ressent sur leur entretien

Au-delà des conséquences du changement d'usage des terres sur la disparition d'un grand nombre de mares, ces évolutions d'usage ont également des conséquences sur l'état des mares restantes. Naturellement, un point d'eau stagnant se comble, s'envase au bout d'un certain

temps (dépend des substrats et de la ripisylve), la matière organique s'accumule et la quantité d'eau s'amenuise. Aussi, il est nécessaire de curer à intervalle régulier ces entités paysagères pour maintenir les mares dans un état fonctionnel pour la faune et la flore qui sont inféodés à ces milieux. A titre indicatif, sur le territoire d'étude de la Gâtine poitevine, au sol granitique, il est conseillé de curer les mares tous les 8 ans.

Sur les mares restantes de l'échantillon, l'absence d'entretien récent se ressent notamment au regard des variables de profondeur (*Fig 11*) et d'envasement (*Fig 12*). En effet, alors que l'on comptait 1 mare de profondeur inférieure à 75 cm en 2007, on en compte désormais 32 en 2022 (*Fig 5*). Il y a donc une forte diminution de la profondeur sur les mares restantes de l'échantillon. L'évolution de l'envasement moyen illustre également très bien l'absence d'entretien récent sur un grand nombre de mares de l'échantillon. Celui-ci a en effet triplé en 15 ans, passant de 8.6 cm en 2007 à 24.5 cm en 2022 (*Fig 12*).

Bien que l'usage de la mare par un troupeau implique un entretien régulier réalisé par l'exploitant agricole et assurant par conséquent la pérennité du point d'eau, l'abreuvement à la mare influe également sur les caractéristiques du point d'eau. En effet, un piétinement régulier sur l'intégralité des berges de la mare accélère l'érosion et empêche le développement de la végétation. Les déjections animales sont susceptibles d'affecter la qualité de l'eau en la chargeant en parasites et bactéries pathogènes (douve du foie, paramphistome), et en augmentant la quantité de phosphate et d'ammonium dans les points d'eau. Des aménagements tels que des clôtures partielles et des berges à pentes douces permettent de limiter dans une certaine mesure les impacts du troupeau sur les paramètres physico chimiques de la mare. (*CEN Bourgogne, 2012*)

Si les mares sont des atouts économiques pour les éleveurs, leur permettant de s'affranchir partiellement du coût de transport régulier de l'eau en utilisant la mare comme abreuvoir complémentaire, on comprend que la dimension sanitaire constitue elle un frein à l'usage de la mare comme abreuvoir. La qualité de l'eau est davantage une préoccupation sur les mares temporaires (à sec au cœur de l'été), que sur les mares permanentes (toujours en eau) (*CEN Bourgogne, 2012*)

4. Une chute d'occurrence chez la majorité des espèces du cortège local

Maintenant que le contexte d'évolution du paysage sur le territoire d'étude a été décrit, on peut aborder les résultats relatifs aux relevés d'espèces au sein des mares. A noter que les calculs de probabilité de détection en fonction des passages, effectués par le modèle Site Occupancy

(Annexe I), mettent en évidence le fait que la probabilité de rater les espèces avec le protocole utilisé est, excepté chez la grenouille commune (12%) et le crapaud épineux (36%) inférieur à 10% chez l'ensemble des autres espèces de l'échantillon. Ces valeurs nous permettent d'affirmer que l'échantillonnage réalisé s'avère relativement représentatif des cortèges en place sur chaque site. Aussi, l'ensemble des déductions faites sur l'évolution des occurrences est viable.

Le premier constat que permet de faire l'étude est l'observation d'une chute d'occurrence de la majorité des espèces composant le cortège local d'espèces d'amphibiens. En effet, la dynamique d'occurrence est à la baisse chez 10 espèces observées sur 13 durant le courant de l'étude (Tab 2). 3 espèces contactées en 2007 n'ont pas été recontactées en 2018, et 7 espèces ont connu des chutes d'occurrence allant de -12% (salamandre tachetée) à -80% (triton crêté). Les probabilités d'extinctions calculés en Site Occupancy Multi Season, prenant en considération les probabilités de détections (Annexe I) sont estimées comme relativement fortes (>0.400) chez la grenouille commune, la rainette verte, le crapaud épineux, le triton marbré et la salamandre tachetée (Tab 3). La forte probabilité d'extinction calculée pour la salamandre tachetée et le crapaud épineux, malgré une augmentation de la probabilité d'occupation entre l'année 1 et l'année 2 s'explique par le faible nombre de sites sur lesquels on trouve l'espèce en 2022 (inférieur ou égal à 15).

Ce déclin constaté localement ne fait pas office d'exception. En effet, une étude récente menée en Normandie met également en évidence la chute d'occurrence de 9 taxons sur 15 entre 2007 et 2018 (Astruc et al, 2021). A l'échelle nationale, un programme nommé POPAmphibien, coordonné par la société herpétologique de France (SHF) met également en évidence la tendance à la diminution de 8 espèces sur 15 détectées sur les territoires d'études (SHF, 2021).

A noter que la disparition de 17 sites dans notre cadre d'étude joue fortement sur l'occurrence des espèces, puisqu'aucune espèce n'a été relevée sur les sites comblés. Intégrer les mares bouchées à ces statistiques semblait tout de même pleinement pertinent pour ne pas négliger l'effet de la perte de site de reproduction sur les occurrences d'espèces dans les analyses traitant de la dimension paysagère. Il n'en demeure pas moins qu'il faut garder à l'esprit que cette série d'absences dans le jeu de données est en partie dû à la pure disparition des sites. L'effet de l'intégration des 17 mares bouchées dans les statistiques d'occurrence s'illustre notamment lorsque l'on effectue distinctement le calcul de richesse spécifique moyenne en 2022 (Fig 25) sur les 79 sites initiaux (3,3 espèces) et sur les 62 sites restants (4,2 espèces). Dans les deux cas, une forte chute de richesse spécifique moyenne est constatée, puisque cette valeur était de 5,2

lors des relevés de 2007, mais l'ampleur de cette diminution est relative à l'intégration ou non des mares disparues.

5. Des variables d'habitats qui ont des conséquences sur les communautés en place

5.1. Des paramètres qui affectent la probabilité d'occupation initiale

Si l'on s'intéresse maintenant aux facteurs qui influent sur la probabilité d'occupation à l'année 1 sur les sites pour les différentes espèces, on constate une grande variété de résultats, mettant en évidence la diversité des exigences écologiques spécifiques au sein du cortège d'amphibiens local.

D'un point de vue paysager, l'effet des variables, lorsqu'elles ressortent comme explicatives au sein des modèles aux $\Delta AIC < 2$ est presque systématiquement dans le même sens (*Tab 4*) : le linéaire de route affecte négativement la probabilité d'occupation (*Annexe VIII*), le linéaire de haies affecte positivement la probabilité d'occupation (*Fig 14*), la surface en culture affecte négativement la probabilité d'occupation (*Fig 15*), la densité du réseau de mares affecte positivement la probabilité d'occupation (*Fig 17*), la surface boisée affecte positivement la probabilité d'occupation (*Fig 16*). Seul l'effet de la densité du réseau de mares, négatif chez la salamandre apparaît comme un résultat contre-intuitif. On peut l'expliquer de par le faible nombre de présence relevé chez cette espèce (*Tab 2*), pouvant affecter la pertinence des modèles mis en évidence. Aussi, puisque la présence de la salamandre est liée à des surfaces boisées importantes, on peut penser que les mares sont plus rares dans les buffers à forte proportion de boisement que dans les buffers dominés par les surfaces agricoles, l'occurrence de l'espèce est par conséquent indirectement rattachée à des zones où le réseau de mare est peu important.

L'effet positif du réseau de haies sur la probabilité d'occupation de plusieurs amphibiens, s'explique par le fait que la haie procure une importante variété de micro habitats pour la phase terrestre des différentes espèces. Les amphibiens étant sujets à des pertes en eau, et des risques de dessiccation en environnements très ouverts, les micro habitats créés par les différentes strates de la haie procurent des conditions humides qui minimisent les conflits physiologiques entre pertes d'eau et thermorégulation (*Kohler et al, 2011*). L'effet des bosquets est comparable à celui des haies, il procure notamment à la salamandre des ressources alimentaires, des zones d'abri pour les phases inactives, et des microclimats adaptés au déroulement de la phase terrestre. (*Denoël et al, 2007*)

La densité du réseau de mares a un effet positif sur la probabilité d'occupation de plusieurs espèces (*Tab 4*). Elle explique également significativement la richesse spécifique relevée sur nos sites d'étude en 2022 (*Fig 27*). Plus il y a de mares aux alentours du site d'étude, plus la richesse spécifique est susceptible d'être élevée. Cette densité de points d'eau joue sur la connectivité fonctionnelle entre les sites de reproduction, donc sur la taille des populations (*Crawford et al, 2016*). Une étude menée sur le territoire de la Gâtine a également mis en évidence l'importance de la densité du réseau de mares à plus grande échelle, sur la structure génétique des populations de triton marbré (*Gauffre et al, 2021*). Plus la densité de mare est forte, plus la richesse allélique au sein de la population de triton marbré s'est avérée élevée (*Gauffre et al, 2021*). On comprend donc l'intérêt du réseau de mares dans le paysage sur la pérennité des populations d'amphibiens caractérisées par de faibles capacités de dispersion. Une synthèse de plusieurs études abordant les capacités de dispersion des amphibiens (*Smith et al, 2005*) met en évidence que chez 94% des urodèles, la distance de dispersion maximale ne dépasse pas le kilomètre, ce chiffre s'élève à 66% chez les anoues.

L'effet négatif de la surface en culture aux environs du site de reproduction peut s'expliquer par l'hostilité des milieux ouverts aux couverts non permanents pour les amphibiens, aux différentes interventions (intrants, travaux du sols) qui vont constituer des perturbations pour ces espèces (*Bokony et al, 2018*). Puisque les zones d'études dominées par les cultures se caractérisent souvent par un réseau de mare et un réseau de haies moins dense, on comprend qu'au travers la variable culture, c'est un ensemble de facteurs de simplification que l'on retrouve. On comprend donc pourquoi la richesse spécifique relevée en 2022 est affectée par la surface en culture environnant le point d'eau (*Fig 26*)

Enfin, pour sortir des paramètres paysagers découlant majoritairement des pratiques agricoles, on peut noter que le réseau de routes a un effet négatif sur la présence / absence des amphibiens (*Tab 4, Annexe VIII*). L'étude menée il y a 15 ans avait déjà mis en évidence ce fort impact du réseau de routes, à différentes échelles de distance du site de reproduction sur la présence des espèces (*Boissinot et al, 2019*).

D'un point de vue des variables micro-habitats (*Tab 5*), toutes les probabilités d'occupation à l'année 1 des espèces ne répondent pas de la même manière aux variables identifiées comme explicatives au travers les modèles aux $\Delta AIC < 2$. Le recouvrement végétal a toujours un effet positif sur la probabilité d'occurrence chez les espèces où la covariable ressort (*Fig 23*), l'envasement et la profondeur ont des effets contrastés (*Tab 5*).

La végétation aquatique influence la présence d'invertébrés sur le point d'eau, puisqu'elle conduit indirectement à complexifier le réseau trophique ce qui par conséquent augmente les ressources alimentaires pour les amphibiens (*Oertii et al, 2002*). La végétation aquatique joue aussi le rôle de support de ponte pour les urodèles notamment, et permet une protection contre les prédateurs (*Orizaola et al, 2003*). Retrouver cette covariable comme influant positivement la probabilité d'occurrence à l'année 1 de 5 espèces de l'étude est donc cohérent.

Le rôle de l'envasement est également connu comme un paramètre apprécié par le complexe des grenouilles vertes, profitant de l'effet de tampon de ce micro-habitat pour la phase d'hibernation (*Michaeldis et al, 2010*).

Enfin, l'affinité de la salamandre pour les sites peu profonds est également connue dans la littérature, l'espèce favorisant ce type de milieu pour y pondre ces larves (*Manenti et al, 2009*).

5.2. Des paramètres qui affectent la probabilité d'extinction

Si l'on aborde maintenant la dimension dynamique, évolutive que l'approche diachronique de cette étude permet, on constate que l'évolution du paysage sur les 15 ans séparant les deux études a eu un impact sur les dynamiques de population des espèces d'amphibiens (*Tab 4*).

En effet, d'un point de vue paysager, la simplification du réseau de mares a eu un effet sur la probabilité d'extinction de la grenouille agile et du triton palmé (*Fig 18*). Plus il a disparu de mares aux alentours ($d=800m$) du site d'étude, plus la probabilité d'extinction constatée est forte. La dégradation du linéaire de haie dans l'environnement proche du site de reproduction est également une covariable qui augmente la probabilité d'extinction de plusieurs espèces (*Fig 19*) (grenouille agile, grenouille commune, crapaud épineux, salamandre tachetée).

A la vue de la forte augmentation de la surface cultivée sur l'intervalle de temps séparant les deux études, on pouvait s'attendre à ce que l'évolution de la surface en culture soit impliquée dans un plus grand nombre de meilleur modèle. On constate tout de même, que l'évolution de cette métrique paysagère conduit à une augmentation de la probabilité d'extinction de la salamandre tachetée (*Fig 20*). L'évolution du parcellaire céréalier est en revanche favorable à la grenouille rieuse, qui voit sa probabilité d'extinction baisser lorsque la surface cultivée augmente. A la vue des exigences écologiques très larges de cette espèce généraliste, dont l'occurrence est en augmentation localement (probabilité de colonisation : 0.645) (*Tab 3*), ce résultat n'est pas incohérent. L'espèce s'accommode à la modification de son habitat comme en témoigne son expansion locale.

Le triton palmé quant à lui, a une probabilité d'extinction qui est réduite sous l'effet de l'augmentation de la surface boisée dans les zones tampons (*Fig 21*). On pouvait s'attendre à ce que la salamandre, dont la présence initiale est très fortement rattachée à la présence de bosquets, voit sa probabilité d'extinction limitée par l'évolution positive de la surface en boisement, mais cela ne ressort pas des analyses Site Occupancy.

L'évolution des paramètres caractérisant le micro habitat a également eu un impact sur les probabilités d'extinctions de nombreuses espèces de l'étude (*Tab 5*). En effet, la diminution de la profondeur maximale moyenne des points d'eau est une évolution qui s'avère défavorable à trois espèces de l'étude (*Tab 5*). Puisque l'on avait observé chez la salamandre tachetée, une probabilité d'occupation à l'année 1 plus forte en mare peu profonde, on aurait pu penser que la diminution de la profondeur moyenne des points d'eau du site d'étude ait un effet limitant sur sa probabilité d'extinction, mais les analyses Site Occupancy ne permettent pas de mettre cette relation en évidence.

Les résultats relatifs à l'évolution de l'envasement ne sont pas, exceptés pour la rainette verte, très intuitifs (*Tab 5*). On pouvait en effet s'attendre à ce que les espèces dont la probabilité d'occupation avait été affecté positivement par un envasement fort répondent positivement à l'augmentation de l'envasement. Or, la grenouille commune et la grenouille rieuse, ont des probabilités d'extinction qui augmentent en réponse à l'épaississement de l'envasement en 15 ans alors qu'elles répondaient positivement à un envasement initial fort. On peut penser que l'optimal d'envasement pour ces espèces est d'une trentaine de centimètres et qu'un envasement trop important leur devient défavorable. En revanche, les résultats obtenus pour la rainette verte mettent en évidence que la probabilité d'occupation à l'année 1 de l'espèce répond négativement à l'épaisseur de vase, l'augmentation de l'épaisseur de vase sur les 15 ans entre les deux études augmente bel et bien la probabilité d'extinction (*Fig 24*).

Enfin, l'évolution du recouvrement végétal sur les sites de reproduction a un effet négatif chez la grenouille rieuse et le crapaud épineux (*Tab 5*). La diminution de la proportion de recouvrement végétal augmente la probabilité d'extinction de ces deux espèces d'anoures. On pouvait s'attendre à ce que cette covariable ressorte chez les tritons (marbrés et palmés) dont l'écologie est dépendante de la végétation aquatique.

6. Limites de l'étude

A noter que l'ensemble des paramètres physiques relevés (paysagers et caractéristiques du site) sont de solides éléments pour traiter de la dynamique des populations des espèces d'amphibiens.

Néanmoins, il n'est pas à exclure que d'autres facteurs jouent un rôle important sur les dynamiques de population de ces espèces. Des facteurs biotiques, tels que la structure du réseau trophique en place et son évolution (arrivée de poissons dans la mare, d'espèces invasives) sont susceptibles d'influer sur les dynamiques de population. L'arrivée du xénope lisse sur une mare de l'étude témoigne du fait que ce paramètre peut influencer localement.

Aussi, les variables climatiques et leur évolution ces 15 dernières années, conditionnant les niveaux d'eau des mares au cours des saisons printanières et estivales peuvent avoir une influence notable sur le succès reproducteur de ces espèces d'une année sur l'autre. Aussi, les conclusions relatives aux dynamiques de populations ne doivent pas perdre de vue les facteurs climatiques.

Enfin, des facteurs chimiques, tels que la qualité de l'eau, la présence de polluants peuvent également avoir leur importance. Une perspective de l'étude pourrait être d'intégrer au protocole des prélèvements d'eau pour ajouter une dimension ecotoxicologique à l'étude en cherchant à quantifier l'impact notamment du ruissellement des intrants agricoles sur les habitats, afin de comprendre si la qualité de l'eau est fonction de l'emplacement des mares dans le paysage, et des pratiques culturelles environnantes, et de constater un effet ou non sur la présence absence de certaines espèces.

V. Conclusion & perspectives

Les résultats de l'étude mettent en évidence que la dégradation de l'habitat en territoire agricole est un phénomène toujours en cours sous l'effet notamment des changements de pratiques. Dans le cadre de l'étude, les modifications et la dégradation de l'habitat se font ressentir tant à l'échelle paysagère, qu'à l'échelle du site de reproduction. Les résultats mettent en évidence le fait que certaines des entités paysagères qui composent la mosaïque bocagère jouent un rôle important pour le maintien des espèces d'Anoures et d'Urodèles. Les exigences écologiques distinctes des espèces du cortège d'amphibiens montrent à quel point les éléments semi naturels du paysage sont des éléments cruciaux pour la pérennité de ces populations. Grâce au modèle d'étude que constitue les amphibiens, on quantifie le déclin qui touche la biodiversité en secteur agricole. Au-delà de ce constat, on identifie en partie à quoi il est dû. L'exemple des amphibiens est en effet transposable à de nombreux taxons.

La conciliation entre production agricole et préservation de la biodiversité est une préoccupation grandissante et qui fait partie intégrante du concept d'agroécologie. On peut se

demander quelle trajectoire l'évolution du paysage va-t-elle prendre durant les décennies à venir et quel en sera l'impact sur les communautés floristiques et faunistiques.

On peut penser que cette trajectoire dépendra d'une part des politiques d'incitations à la plantation de haies, au maintien de surfaces en prairie important, à l'entretien et au creusement de nouvelles mares. Mais il dépendra également des dynamiques de production, du maintien de l'élevage, de la valorisation des produits issus des exploitations à vocation de production animales et de l'intégration de pratiques agroécologiques.

Les politiques d'incitations

La politique agricole (PAC) commune a une forte influence sur les pratiques agricoles à l'échelle européenne. On trouve au sein de la PAC, une dimension nommée « verdissement » qui concerne les aides pour les exploitants adoptant ou maintenant des pratiques contribuant à réaliser des objectifs environnementaux et climatiques de l'Union Européenne (*Commission européenne, 2020*). Les agriculteurs bénéficient de paiement vert s'ils se conforment à trois pratiques ayant un effet bénéfique sur l'environnement : la diversification des cultures, le maintien des prairies permanentes et le maintien de zones bénéfiques pour la biodiversité, nommés infrastructures agroécologiques (haies, arbres, jachères, bois, mares). L'enjeu est de savoir, comment, dans la nouvelle PAC, à l'horizon 2023, ce verdissement, qui portera désormais le nom d'éco-régime va évoluer. D'après les premiers échos, il semblerait que les exigences relatives à la surface en infrastructures agroécologiques passent de 5% de la surface agricole utile de l'exploitation à 7% (pour accéder à un niveau 1 d'aide) ou 10% (pour accéder à un niveau 2 d'aides) (*CA Bretagne, 2022*). A noter que la proportion de la surface prairiale (temporaire et permanente) est également amenée à augmenter pour avoir accès aux aides de l'éco-régime. Toutefois, le contexte géopolitique actuel, ces influences sur les marchés des céréales et les craintes d'insuffisance de production peuvent influencer sur ces dernières mesures évoquées et conduire à revoir les exigences à la baisse.

Un autre levier incitatif réside dans les mesures agro environnementales et climatiques (MAEC), faisant également partie intégrante de la politique agricole commune. L'objectif des MAEC est d'accompagner le changement de pratiques agricoles pour répondre à des problématiques environnementales identifiées à l'échelle locale. Les MAEC permettent d'augmenter la biodiversité là où elles sont implantées. Ce sont des mesures compensatoires, une somme est touchée par l'exploitant en retour de l'investissement effectué ou de la perte engendrée pour effectuer l'action favorable à la cause environnementale en question. Parmi les

différents cahiers des charges déclinés à l'échelle nationale, on trouve les MAEC concernant les infrastructures agroécologiques (famille LINEA) au sein desquels des mesures agroenvironnementales de restauration et d'entretien de mares sont notamment rédigés, et peuvent s'appliquer à l'échelle locale (*ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt, 2020*). L'adoption des Mesures agroenvironnementales se fait sur une base volontaire. Une étude cherchant à quantifier l'impact de ces mesures sur différents environnements ciblés a constaté que l'efficacité des mesures est d'autant plus marquée quand elles sont dirigées sur un unique objectif comme le maintien d'une espèce rare ou d'un milieu particulier (*Batary et al, 2015*). C'est aussi sur une base volontaire que travaillent les associations environnementales, en accompagnant les exploitants dans des projets de plantation de haies, de création de mares localement par l'intermédiaire de fonds régionaux. Elles aussi jouent un rôle prépondérant sur l'évolution des paysages agricoles.

Les perspectives pour les dynamiques de production

Au-delà des différents leviers d'incitation pour le maintien des infrastructures agroécologiques, on comprend au travers l'étude, que la pérennité de l'habitat que constitue la mare est dépendant de l'activité d'élevage sur le territoire. L'étude met en effet en évidence le lien fort entre maintien et entretien des mares et leur usage d'abreuvoir en prairie. Aussi, l'évolution de la production animale a fort à jouer sur l'évolution paysagère du territoire agricole d'étude dans les décennies à venir. Entre 2010 et 2020, la région Nouvelle Aquitaine a perdu 7,2 % d'exploitations à vocation de production animale (*Agreste, 2020*). On peut se demander dans quelle mesure le secteur va perdurer et sous quelle forme. L'évolution de l'élevage va dépendre des exigences des consommateurs, de la résilience de la filière, du renouvellement des exploitations. Pour le maintien de l'élevage, la politique agricole commune a également son rôle à jouer.

L'évolution des pratiques d'élevage intégrant des pratiques agroécologiques telles que l'agroforesterie fourragère (*INRAE Lusignan, 2019*), le pâturage tournant auront également un impact sur l'agencement des habitats pour la biodiversité. Le maintien d'une mosaïque bocagère au linéaire de haies dense passe aussi par une bonne valorisation des éléments connexes de la haie (bois de chauffage, de litière, de paillage...)

Bien que l'agriculture soit identifiée comme un facteur important de perte de biodiversité, elle est aussi à considérer comme une partie de la solution pour la restaurer.

Bibliographie

- **ARTHUR L, LEMAIRE M, DUFRÊNE L et al, 2014.** Understanding bat-habitat associations and the effects of monitoring on long-term roost success using a volunteer dataset. *Acta Chiropterologica*, Volume 16, Number 2, December 2014, pp. 397-411(15)
- **ASTRUC G, MIAUD C, BESNARD A, BARRIOZ M, 2021.** Le déclin alarmant des amphibiens de France : L'exemple étayé de la Normandie. *Bull. Soc. Herp. Fr*, 178, 57-74
- **Agreste, Nouvelle Aquitaine, 2020.** Diagnostic de territoire : La Gâtine poitevine, terre d'élevage.
- **ARB, Nouvelle Aquitaine, 2018.** Evolution des surfaces toujours en herbe.
- **BARBAULT R, CHEVASSUS-AU-LOUIS B, 2004.** Biodiversité et crise de croissance des sociétés humaines : l'horizon 2010. *Biodiversité et changements globaux*
- **BATARY P, DICKS LV, KLEIJN D, SUTHERLAND WJ, 2015.** The role of agri environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, Volume 29, Issue 4, Pages 1006, 1016
- **BOISSINOT A, BAUDRY, 2022.** De la haie au paysage, introduction au bocage. In Boissinot A. (Coord.). *Le bocage d'hier à demain, un paysage aux multiples fonctions. Le Courrier de la Nature*, numéro spécial, pages 4-8
- **BOISSINOT A, BESNARD A, LOURDAIS O, 2019.** Amphibian diversity in farmlands : Combines influences of breeding sites and landscapes attributes in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 269 51-61
- **BOISSINOT A et al, 2011.** Les petits points d'eau lenticques des Deux Sèvres. Inventaires, usages et évolution. *Courrier de la Nature* n°262, p18 à p27
- **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. *Diplome EPHE*
- **BOKONY V, UVEGES B, UJHEGYI N et al, 2018.** Endocrine disruptors in breeding ponds and reproductive health of toads in agricultural, urban and natural landscapes. *Sci. Total Environ.* 634, 1335-1345
- **BRETAGNOLLE V et al, 2020.** Ecobiose : Rapport d'évaluation sur le rôle de la Biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle Aquitaine.
 - **ALARD D et al, 2020.** Biodiversité et paysages herbagers. *Rapport Ecobiose*, p208
- **Conservatoire d'espaces naturels Bourgogne, 2012.** Les mares agricoles de Bourgogne. Comment les utiliser et les entretenir
- **Chambre d'Agriculture Bretagne, 2022.** PAC 2023 – 2027 : l'éco-régime : c'est quoi ?
- **Chambre d'Agriculture Deux Sèvres, 2021.** Chiffres Clés : L'Agriculture des Deux Sèvres.
- **COLLINS SJ, FAHRIG L, 2017.** Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 239, pages 399-409

- **Commission européenne, 2020.** Agriculture and rural development. Utilisation durable des sols (verdissement)
- **COSTANZI JM, MEGE P, BOISSINOT A et al, 2018.** Agricultural landscapes and the Loire River influence the genetic structure of the marbled newt in western France. *Scientific reports* 8, 14177 (2018)
- **CRAWFORD JA, PETERMAN WE, KUHN AR, EGGERT LS, 2016.** Altered functional connectivity and genetic diversity of a threatened salamander in an agroecosystem. *Landscape Ecol* 31, 2231–2244 (2016)
- **CURADO N, HARTEL T, ARNTZEN JW, 2011.** Amphibian pond loss as a function of landscape change. A case study over three decades in an agricultural area of France. *Biol. Conserv.* 144, 1610-1618.
- **DELAHAYE D, REULIER R, 2022.** Le bocage régule le cycle de l’eau et le ruissellement érosif. In Boissinot A. (Coord.) *Le bocage d’hier à demain, un paysage aux multiples fonctions. Le courrier de la nature, numéro spécial, pages 4-8*
- **DENOEL M, FICETOLA GF, 2007** Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecol.Appl.* 17, 302–309.
- **FARRUGGIA AA, MARTIN B, BAUMONT R et al, 2008.** Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *Productions Animales*, 21(2), pp. 181–200
- **FRETIN M, FERLAY A, VERDIER-METZ I et al, 2017.** The effects of low input grazing systems and milk pasteurisation on the chemical composition, microbial communities, and sensory properties of uncooked pressed cheeses. *International Dairy Journal*, 64, pp. 56–67.
- **GARDARIN A, GARNIER E, CARRERE P et al, 2014.** Plant trait digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grassland. *Journal of Applied Ecology*, 51(5) pp. 1207-1217.
- **GAUFFRE B, BOISSINOT A, QUIQUEMPOIS V et al, 2021.** Agricultural intensification alters marbled newt genetic diversity and gene flow through density and dispersal reduction. *Molecular Ecology*
- **GUILLER G, LEGENTILHOMME J, BOISSINOT A et al. 2022.** Response of farmland reptiles to agricultural intensification : Collapse of the common adder *Vipera berus* and the western green lizard *Lacerta bilineata* in a hedgerow landscape. *Animal Conservation*
- **GUILLON M, GUILLER G, DENARDO DE, LOURDAIS O, 2014.** Microclimate preferences correlate with contrasted evaporative water loss in parapatric vipers at their contact zone. *Canadian Journal of Zoology*
- **IV HADLER, M THIERRY, A VILLEMÉY et al, 2017.** Trait-driven responses of grassland butterflies to habitat quality and matrix composition in mosaic agricultural landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, pp. 64–77
- **INRAE Lusignan, 2019.** Des arbres sur pied pour nourrir les vaches
- **KNUSTON MG, RICHARDSON WB, REINEKE DM et al, 2004.** Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications*, Volume 14, Issue 3

- **KOHLER A, SADOWSKA J, OLSZEWSKA J et al, 2011.** Staying warm or moist? Operative temperature and thermal preferences of common frogs (*Rana temporaria*), and effects on locomotion. *Herpetol. J.* 21, 17–26.
- **LACOEUILHE A, MACHON N, JULIEN JF, KERBIRIOU C, 2018.** The Relative Effects of Local and Landscape Characteristics of Hedgerows on Bats. *Diversity* 2018, 10(3), 72
- **MACKENZIE DI, NICHOLS JD, HINES JE et al, 2003.** Estimating occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8), pp2200-2207.
- **MANENTI R, FICETOLA GF, DE BERNARDI F, 2009.** Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia—Reptilia* 30, 7–15.
- **MICHAELIDIS B, MICHAELIDIS S, TRIANTAFYLLIDIS A et al, 2010** Isoforms of enzymes of intermediated metabolism during the hibernation of the water frog *Rana ridibunda*. *J. Biol. Res.* 14, 191–198.
- **Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt, 2020.** Mesures Agro-Environnementales et Climatiques 2015-2022.
- **OERTII B, JOYE DA, CASTELLA E et al, 2002.** Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* 104,59–70.
- **ORIZAOLA G, BRANA F, 2003.** Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (genus *Triturus*). *Herpetol. J.* 13, 121–124.
- **Pays de Gâtine, 2019.** Projet de Parc Naturel Régional de Gâtine Poitevine.
- **PETITOT M, MANCEAU N, GENIEZ P, BESNARD A, 2014.** Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability : application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecol. Evol.* 4, 3538-3549.
- **POINTEREAU P, 2002.** Les haies : évolution du linéaire en France depuis 40 ans. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA (ISSN : 1778-6991)*
- **POIRET, 2005.** Des exploitations spécialisées et des pratiques plus intensives.
- **QUESNELLE PE, LINDSAY KE, FAHRING L, 2015.** Relative effects of landscape-scale wetland amount and landscape matrix quality on wetland vertebrates. *Ecol. Appl.* 25, 812–825.
- **ROBINSON RA, SUTHERLAND W, 2002.** Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39. Pages 157 – 176
- **RUSCH A, VALANTIN-MORISON M, SARTHOU JP, ROGER ESTRADE J, 2010.** Biological control of insect pests in agroecosystems : effects of crop management, farming systems and semi natural habitats at the landscape scale. *Advances in Agronomy, Volume 109, Pages 219-259.*
- **SEWELL D, BEEBEE TJC, GRIFFITHS RA, 2010.** Optimising biodiversity assessments by volunteers : the application of occupancy modelling to large scale amphibian surveys. *Biol. Conserv.* 143, 2102-2110
- **Société hérapétologique de France, 2021.** Bilan des analyses POPAmphibiens

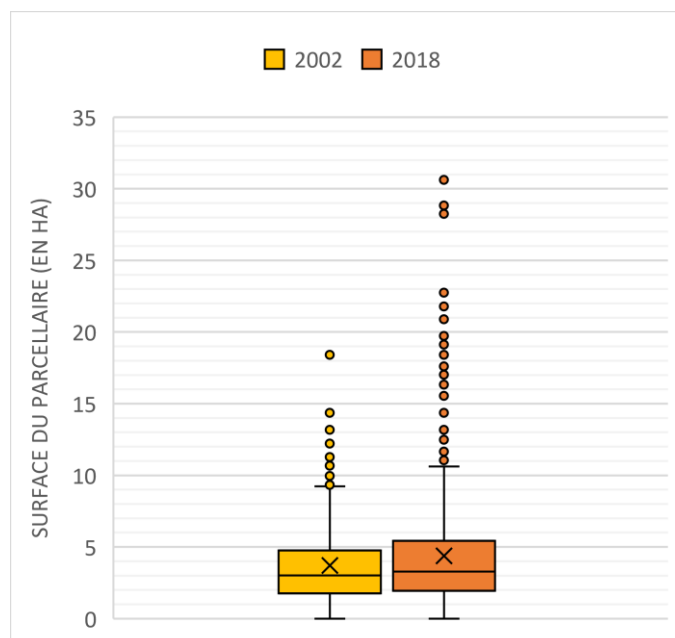
- **SIRAMI C, PHILIPPE M, DUMORA B et al, 2021.** Les services écosystémiques fournis par les prairies du Haut Vicdessos dans un contexte de changements globaux
- **SMITH MA, GREEN DM, 2005.** Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations ? *Ecography, Volume 28, Issue 1, p110-128*
- **TILMAN D, HILL J, LEHMAN C, 2006.** Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science, 314(5805), pp. 1598–1600.*
- **TRESISE ME, BIFFI S, FIELD RH et al, 2021.** Drivers of songbird territory density in the boundaries of a lowland arable farm. *Acta Oecologica 111, 103720.*
- **UICN, 2015.** Liste Rouge des espèces menacées en France : Amphibiens de France Métropolitaine.
- **VALDES A, LENOIR J, DE FRENNE P et al, 2019.** High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology.*
- **VERBOOM J, SCHOTMAN A, OPDAM P, METZ JAJ, 1991.** European Nuthatch Metapopulations in a Fragmented Agricultural Landscape. *Oikos 61, 149–156.*
- **WISLER C, HOFER U, ARLETTAZ R, 2008.** Snakes and monocultures: habitat selection and movements of female Grass Snakes (*Natrix natrix* L.) in an agricultural landscape. *J. Herpetol. 42, 337–346.*

Annexes :

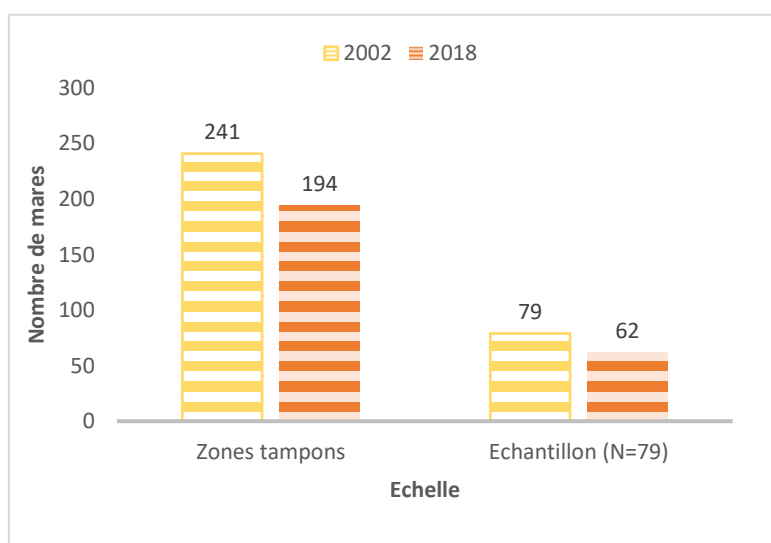
Annexe I : Tableau probabilité de détection

	Proba de détection			Proba de rater l'espèce
	P1	P2	P3	
Agile	0.705 ± 0.043	0.616 ± 0.045	0.689 ± 0.044	0.035
Rieuse	0.297 ± 0.046	0.742 ± 0.049	0.673 ± 0.051	0.059
Commune	0.199 ± 0.040	0.537 ± 0.068	0.686 ± 0.068	0.116
Rainette	0.000 ± 0.000	0.630 ± 0.055	0.761 ± 0.052	0.088
Epineux	0.333 ± 0.114	0.333 ± 0.114	0.181 ± 0.080	0.364
Palmé	0.864 ± 0.032	0.817 ± 0.035	0.581 ± 0.044	0.010
Marbré	0.655 ± 0.051	0.706 ± 0.049	0.484 ± 0.052	0.052
Salamandre	0.881 ± 0.078	0.411 ± 0.088	0.147 ± 0.061	0.060

Annexe II : Boxplot évolution des surfaces du parcellaire cultivé sur les zones tampons d'étude (d=800m, s=49,5ha)



Annexe III : Histogramme : évolution du nombre de mares au sein des zones tampons (d=800m, s=49,5ha) et de l’effectif échantillon des sites d’étude



Annexe IV : Tableau : usage des mares de l’échantillon d’étude en 2022 (N=62)

Usage des mares de l’échantillon d’étude en 2022 (N=62)	
Usage	% de N
Culture	31%
Aucun usage	100%
Prairie	65%
Non accès au bétail	20%
Abreuvoir potentiel	12%
Abreuvoir bovin	44%
Abreuvoir ovin	24%
Autres	4%

Annexe V : Script R : paramétrage des modèles complexes Site Occupancy Multiseason

modele_complexe_paysage :

```
colect (psiformula= ~ scale(Etat_Cultures_2002) + scale(Etat_Haies_2002) + scale(Etat_Routes_2002) +
scale(Etat_Bois_2002) + scale(Etat_Mares_2002) ,
gammaformula = ~ 1,
epsilonformula = ~ scale(Evolution_Cultures) + scale(Evolution_Haies) + scale(Evolution_Bois) +
scale(Evolution_Mares),
pformula = ~ Mois_de_passages ,data = data_model)
```

modele_complexe_caracteristiques :

```
colect (psiformula= ~ scale(Etat_Surface_2007) + scale(Etat_Profondeur_2007) + scale(Etat_Vase_2007) +
scale(Etat_Végétaux_2007),
gammaformula = ~ 1,
epsilonformula = ~ scale(Evolution_Profondeur) + scale(Evolution_Vase) + scale(Evolution_Végétaux)
pformula = ~ Mois_de_passages ,data = data_model2)
```

Annexe VI : Meilleurs modèles Paysage Site Occupancy Multi Season issus du dredge

Grenouille agile

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haine)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haine)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	-0.9456642	NA	NA	-1.2800065	NA	NA	NA	-0.9055952	NA	7	-288,2739	592,1254	0.0000000	0.0719620356
1.5660588	NA	NA	1.0995456	-1.2887877	NA	NA	NA	-0.8897134	NA	8	-287,1553	592,3677	0.2423226	0.0637682419
1.1129326	-0.7605100	NA	NA	-1.2040246	NA	NA	NA	-0.8913281	NA	8	-287,1768	592,4107	0.0853571	0.0624107801
1.5889659	NA	NA	NA	-0.9866628	NA	NA	NA	-0.8683003	NA	7	-288,6893	592,9561	0.8306941	0.0475161433
NA	-0.9365230	NA	NA	-1.2763518	NA	NA	-0.3949675	-0.8684267	NA	8	-287,5495	593,1562	1.0306040	0.0429920234
NA	-0.706173	NA	0.6578819	-1.3201930	NA	NA	NA	-0.9058934	NA	8	-287,7473	593,5517	1.4262985	0.0352782753
NA	-0.9381431	NA	NA	-1.2812767	-0.3707133	NA	NA	-0.8573384	NA	8	-287,8365	593,7300	1.6046905	0.0322678489
1.5597981	NA	NA	NA	-0.9875549	NA	NA	-0.3939960	-0.8553154	NA	8	-287,9683	593,9938	1.8684423	0.0282811481
NA	-1.282120	-0.43859877	NA	-1.2565380	NA	NA	NA	-0.9077929	NA	8	-288,0169	594,0909	1.9655059	0.0269413863
NA	NA	NA	0.9877993	-1.1830056	NA	NA	NA	-0.9073875	NA	7	-289,2691	594,1157	1.9903373	0.026508565

Grenouille neuve

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haine)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haine)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	0.9127019	NA	NA	NA	-0.7023322	NA	NA	+	8	-259,7529	537,5630	0.0000000	1.0819474701
NA	NA	0.9156999	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-261,1788	537,9351	0.3720853	8.982734402
NA	NA	0.9237556	NA	NA	NA	-0.8718681	NA	-0.5724957	+	9	-258,7243	538,0573	0.4942392	8.450515602
NA	NA	0.9231569	NA	NA	NA	NA	NA	-0.3510365	+	8	-260,7095	539,4761	1.9130632	4.157090602
NA	NA	0.9119035	NA	NA	0.1794508	-0.6908054	NA	NA	+	9	-259,5521	539,7729	2.1485522	3.692933402
NA	NA	0.9126087	NA	NA	0.2221237	NA	NA	NA	+	8	-260,8683	539,8337	2.2706489	3.476488402
NA	NA	0.9122536	0.14979417	NA	NA	-0.7023543	NA	NA	+	9	-259,6317	539,8721	2.3090732	3.410331602
NA	NA	0.9155001	NA	NA	0.7367265	-0.7367265	-0.175313459	NA	+	9	-259,6554	539,9194	2.3564097	3.330565602
0.06290175	NA	0.9171075	NA	NA	NA	-0.7006482	NA	NA	+	9	-259,7232	540,0551	2.4920776	3.112132402
NA	0.06899383	0.9649388	NA	NA	NA	-0.7043641	NA	NA	+	9	-259,7342	540,0770	2.5140060	3.078197402

Grenouille commune

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haine)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haine)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	1.0130137	-1.0520729	NA	NA	-0.9127450	NA	+	9	-161,1322	342,8730	0.0000000	1.656259401
NA	NA	0.8488670	1.0586910	-1.5410797	NA	NA	NA	NA	+	9	-161,1728	342,9543	0.08130495	1.571075401
NA	-0.6041483	NA	0.7782047	-1.1792009	NA	NA	NA	NA	+	9	-161,6959	344,0005	1.12750149	9.311471602
NA	-0.8856887	NA	NA	-1.1063486	NA	NA	-0.8813204	NA	+	9	-161,8664	344,3416	1.46854516	7.851662402
NA	NA	NA	0.9914772	-1.0447903	NA	NA	NA	NA	+	8	-163,1852	344,4275	1.155448726	7.521414402
NA	NA	NA	0.9704130	-1.0440689	NA	-0.5092749	NA	NA	+	9	-162,3452	345,2992	2.42612794	4.864554402
NA	-0.8932279	NA	NA	-1.1045291	NA	NA	NA	NA	+	8	-163,7303	345,5178	2.64477948	4.360593402
NA	-0.9075922	NA	NA	-1.1252001	NA	-0.5711349	NA	NA	+	9	-162,6568	345,9223	3.04933533	3.562206402
NA	NA	0.77772735	NA	-1.178656	NA	NA	-0.8556487	NA	+	9	-162,9478	346,5043	3.63135515	2.662779402
NA	NA	NA	0.9923874	-1.0469738	-0.1900748	NA	NA	NA	+	9	-163,0309	346,6704	3.79736732	2.45054402

Rainette verte

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haie)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haie)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	6	-173.4528	360.0723	0.0000000	7.14858e-02
NA	NA	NA	NA	-0.7606934	NA	NA	NA	NA	+	7	-172.5275	360.6934	0.5600301	5.402701e-02
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.295726774	+	7	-173.1063	361.7901	1.7177464	3.028420e-02
NA	NA	NA	NA	NA	-0.2044857	NA	NA	NA	+	7	-173.1767	361.9309	1.8585408	2.82259e-02
NA	-0.1893685	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-173.2992	362.1759	2.1035453	2.497129e-02
-0.1777588	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-173.3111	362.1997	2.1274009	2.467520e-02
NA	NA	-0.11652971	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-173.4074	362.3923	2.3199903	2.240993e-02
NA	NA	NA	-0.11147095	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-173.4081	362.3938	2.3214150	2.239397e-02
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-173.4156	362.4086	2.3362399	2.222859e-02
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.073196212	NA	+	7	-173.4219	362.4212	2.3468546	2.208682e-02

Crapaud épineux

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haie)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haie)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	69.5846220	-1.63.6410097	-43.2997669	43.0967721	NA	NA	NA	8	-90.76451	199.5862	0.0000000	0.038844541
NA	NA	NA	35.0306737	-82.5527631	NA	NA	NA	NA	NA	6	-93.28139	199.7294	0.1432766	0.036159085
NA	NA	NA	0.8142821	-1.0643528	NA	NA	NA	-58.9598550	NA	7	-92.15713	199.8917	0.3055620	0.033340957
NA	NA	NA	36.6703089	-86.935851	NA	-70.7814519	NA	-37.2641935	NA	8	-91.07860	200.2144	0.6281864	0.028374004
NA	NA	NA	NA	-0.9138787	NA	NA	NA	-49.6828408	NA	6	-93.54570	200.2581	0.6719000	0.027760994
NA	NA	NA	54.3501730	-127.0158185	-55.14972083	NA	-24.6386743	NA	NA	8	-91.12406	200.3053	0.7191028	0.027113077
NA	NA	NA	0.6488221	NA	NA	NA	-40.7113655	NA	NA	6	-93.90862	200.9843	1.3981494	0.019307486
NA	NA	NA	62.0537900	-145.6708261	-0.98648220	NA	NA	NA	NA	7	-92.78326	201.1440	1.5578247	0.017823949
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5	-95.18893	201.1598	1.6136220	0.017335503
NA	NA	NA	NA	-0.8813884	NA	-28.6295331	-51.3414536	-20.2248638	NA	8	-91.63735	201.3318	1.7456865	0.016227776

Triton palmé

ps(scale:bois)	ps(scale:culture)	ps(scale:haie)	ps(scale:mares)	ps(scale:routes)	ext(scale:delta_bois)	ext(scale:delta_cultures)	ext(scale:delta_haie)	ext(scale:delta_mares)	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	NA	NA	-0.7348066	NA	NA	-0.6971159	+	8	-253.8674	525.7919	0.0000000	1.021939e-01
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0.7766886	+	7	-255.6275	526.8235	1.040571	6.073901e-02
NA	NA	NA	NA	-0.5350943	-0.7361120	NA	NA	-0.68954260	+	9	-253.3801	527.2688	1.576954	4.645085e-02
NA	NA	NA	NA	NA	-0.7979136	NA	NA	-0.6437151	+	9	-253.4477	527.5041	1.712168	4.341424e-02
NA	-2.7743871	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0.8006494	+	8	-254.7621	527.5813	1.789398	4.176976e-02
NA	-2.8134434	2.3523135	NA	NA	NA	NA	NA	-0.80013751	+	9	-253.5206	527.6498	1.857914	4.036304e-02
NA	-0.6421112	NA	NA	NA	-0.7192739	NA	NA	-0.7084518	+	9	-253.5211	527.6509	1.859052	4.034008e-02
0.6055626	NA	NA	NA	NA	-0.7321161	NA	NA	-0.7000622	+	9	-253.5428	527.6942	1.902362	3.947590e-02
NA	NA	0.5317905	NA	NA	-0.7237406	NA	NA	-0.7045104	+	9	-253.5624	527.7334	1.941542	3.871011e-02
NA	NA	NA	0.10775831	NA	-0.7331697	NA	NA	-0.6980456	+	9	-253.8504	528.3095	2.517629	2.902208e-02

Triton marbré

psf(scale bois))	psf(scale culture))	psf(scale haie))	psf(scale marges))	psf(scale routes))	extf(scale delta_bois))	extf(scale delta_cultures))	extf(scale delta_haie))	extf(scale delta_marges))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	1.4825680	NA	-1.5065589	NA	NA	NA	-0.6658952	+	9	-256.1922	532.9930	0.000000	3.503237e-01
NA	NA	1.4512572	NA	-1.4581068	NA	NA	NA	NA	+	8	-258.4445	534.9462	1.953162	1.319307e-01
NA	NA	1.4244047	NA	-1.4425623	-1.6540072	NA	NA	NA	+	9	-257.1853	534.9792	1.986206	1.297689e-01
NA	NA	1.4555292	NA	-1.4624421	NA	0.1651108877	NA	NA	+	9	-258.2565	537.1216	4.128604	4.445849e-02
NA	NA	1.4556220	NA	-1.4715137	NA	NA	-0.147195467	NA	+	9	-258.3144	537.2376	4.244574	4.195807e-02
0.16886503	NA	1.4811370	NA	-1.4583483	NA	NA	NA	NA	+	9	-258.3345	537.2778	4.264754	3.790047e-02
NA	0.120169158	1.5259812	NA	-1.4506645	NA	NA	NA	NA	+	9	-258.4161	537.4408	4.447768	3.790047e-02
NA	NA	1.4503141	0.002795826	-1.4582413	NA	NA	NA	NA	+	9	-258.4445	537.4977	4.504659	3.683738e-02
NA	NA	1.4937782	NA	-1.5285321	NA	NA	NA	-0.6720935	NA	7	-261.6556	538.6867	5.895723	1.837509e-02
NA	NA	NA	NA	-1.0341433	NA	NA	NA	-0.6371430	+	8	-261.0538	540.1647	7.171664	9.708733e-03

Salamandre tachetée

psf(scale bois))	psf(scale culture))	psf(scale haie))	psf(scale marges))	psf(scale routes))	extf(scale delta_bois))	extf(scale delta_cultures))	extf(scale delta_haie))	extf(scale delta_marges))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
0.5873362	NA	NA	-0.5497460	NA	NA	NA	NA	NA	+	8	-113.0693	244.1958	0.00000000	3.774447e-02
0.5898663	NA	NA	-0.5675135	NA	NA	NA	-0.7766519	NA	+	9	-111.8140	244.2367	0.04089134	3.698059e-02
0.5515937	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-114.3920	244.3615	0.16566680	3.477436e-02
0.5510446	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0.7530381	NA	+	8	-113.1691	244.4354	0.23954670	3.348389e-02
0.5433380	NA	NA	-0.6150694	-0.5030862	NA	NA	NA	NA	+	9	-111.9283	244.4652	0.26942739	3.288739e-02
0.5818032	NA	NA	-0.6048330	NA	NA	0.8070215	NA	NA	+	9	-111.9768	244.5623	0.36648151	3.142462e-02
0.5455529	NA	NA	NA	NA	NA	0.7212716	NA	NA	+	8	-113.4662	244.9895	0.79366648	2.538054e-02
0.4969688	NA	NA	NA	-0.4051861	NA	NA	NA	NA	+	8	-113.5013	245.0598	0.86402777	2.450372e-02
0.4996659	NA	NA	NA	-0.4160737	NA	NA	-0.7687043	NA	+	9	-112.2635	245.1357	0.93985767	2.339206e-02
0.5947473	NA	NA	-0.5673546	NA	NA	NA	NA	-1.5134122	+	9	-112.2657	245.1802	0.98435220	2.307299e-02

Grenouille agile

ps(scale(profondeur))	ps(scale(surface))	ps(scale(vase))	ps(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	NA	-17,457246	NA	NA	NA	5	-236,3079	483,7066	0,0000000	0,066830691
NA	NA	NA	0,5646273	-18,908629	NA	NA	NA	6	-235,4080	484,3716	0,6648768	0,0493630565
NA	NA	0,7254053	NA	-18,341694	NA	NA	NA	6	-235,5110	484,5775	0,8707720	0,0445340792
NA	NA	NA	NA	-20,074585	NA	NA	+	7	-234,6222	485,3576	1,6508448	0,0301504034
NA	-0,3429479	NA	NA	-17,757422	NA	NA	NA	6	-236,0075	485,5706	1,8638823	0,0271044939
NA	NA	0,6289347	0,4919596	-19,623491	NA	NA	NA	7	-234,7935	485,7003	1,9935235	0,0254032706
NA	NA	NA	NA	-13,404603	-2,7365800	NA	NA	6	-236,2878	486,1312	2,4244068	0,0204797641
0,0368284932	NA	NA	NA	-18,002770	NA	NA	NA	6	-236,3044	486,1644	2,4576742	0,0201419282
NA	NA	NA	NA	-19,525170	NA	-0,82515168	NA	6	-236,3062	486,1680	2,4612264	0,0201061852
NA	NA	NA	0,5657618	-19,299801	NA	NA	+	8	-233,7089	486,1870	2,4802363	0,0199159824

Grenouille rieuse

ps(scale(profondeur))	ps(scale(surface))	ps(scale(vase))	ps(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	1,145015	NA	NA	26,030617	29,4715831	+	9	-201,0564	423,6422	0,00000000	2,260137e-01
NA	NA	NA	0,8704784	NA	24,281556	27,4687992	+	9	-201,1018	423,7330	0,09086437	2,255288e-01
NA	NA	1,066505	0,7999124	-3,420660	NA	NA	+	9	-201,7633	425,0561	1,41393591	1,163871e-01
NA	NA	NA	NA	-10,160083	11,206939	5,6146585	+	9	-202,1311	425,7917	2,14951274	8,057058e-02
NA	NA	1,104697	0,8127065	NA	1,450092	NA	+	9	-202,6019	426,7332	3,09109503	5,031697e-02
NA	NA	1,088415	NA	-2,717552	1,714111	NA	+	9	-203,0505	427,6304	3,98620013	3,212999e-02
NA	NA	NA	0,7922731	-2,753264	1,663682	NA	+	9	-203,3007	428,1309	4,46873578	2,501616e-02
NA	NA	1,077124	NA	-3,468192	NA	NA	+	8	-204,8711	428,5114	4,86919730	2,068257e-02
NA	-0,5206158	NA	NA	NA	25,991216	29,4268344	+	9	-203,6030	428,7354	5,09320434	1,848107e-02
NA	NA	NA	0,8053966	-3,454017	NA	NA	+	8	-205,0177	428,8046	5,16244687	1,786184e-02

Grenouille commune

ps(scale(profondeur))	ps(scale(surface))	ps(scale(vase))	ps(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
NA	NA	0,9499168	0,7817401	NA	1,3530322	NA	+	9	-133,2025	287,9345	0,000000	1,939150e-01
NA	NA	NA	0,8212473	NA	1,3447483	NA	+	8	-135,4481	289,6655	1,731047	8,135295e-02
NA	NA	0,9303088	0,7174424	-0,8613358	NA	NA	+	9	-134,1945	289,9185	1,964007	7,168758e-02
NA	NA	0,9426657	NA	NA	1,3288307	NA	+	8	-135,8256	290,4205	2,465978	5,577533e-02
NA	NA	NA	0,7395652	-0,5702517	1,0666335	NA	+	9	-134,7066	290,9436	3,008083	4,296041e-02
NA	NA	NA	0,8194968	NA	1,2966600	-0,5041969	+	9	-134,8107	291,1508	3,216368	3,871149e-02
0,4575646	NA	NA	0,9230563	NA	1,3493994	NA	+	9	-134,8442	291,2179	3,283415	3,743527e-02
NA	NA	0,9495768	NA	-0,6203444	1,0386349	NA	+	9	-134,9368	291,4030	3,468550	3,412554e-02
NA	NA	NA	0,7543060	-0,8607785	NA	NA	+	8	-136,4274	291,6241	3,689619	3,055448e-02
NA	NA	0,9137260	NA	-0,8876583	NA	NA	+	8	-136,5634	291,8939	3,961470	2,667124e-02

Rainette verte

	psi(scale(profondeur))	psi(scale(surface))	psi(scale(vase))	psi(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
	2.3341233	NA	-1.5302879	NA	NA	0.9256791	NA	+	9	-135.6232	292.7798	0.0000000	2.042354e-01
	4.0986433	NA	-2.3511747	2.8181240	NA	NA	NA	+	9	-136.3262	294.1817	1.401941	1.013219e-01
	NA	NA	-0.9915518	NA	NA	0.9209564	NA	+	8	-137.9010	294.5713	1.791498	8.338964e-02
	NA	NA	-1.0275693	NA	NA	0.8001764	-0.5781710	+	9	-136.8200	295.1694	2.389628	6.183436e-02
	NA	NA	-1.2446355	0.8264987	NA	0.9322074	NA	+	9	-137.1850	295.8994	3.119643	4.292487e-02
	1.5513279	NA	-1.2175637	NA	NA	NA	-0.7878234	+	9	-137.2250	295.9795	3.199667	4.124128e-02
	1.3366781	NA	NA	NA	NA	0.9475837	NA	+	8	-138.6462	296.0616	3.281843	3.958110e-02
	NA	0.6243469	-0.8657659	NA	NA	0.9167965	NA	+	9	-137.4468	296.4270	3.647161	3.297312e-02
	NA	NA	-1.0379780	NA	NA	NA	-0.8532696	+	8	-139.1048	296.9788	4.199014	2.502227e-02
	NA	NA	NA	NA	NA	0.9341977	NA	+	7	-140.4380	296.9891	4.209308	2.489380e-02

Crapaud épineux

	psi(scale(profondeur))	psi(scale(surface))	psi(scale(vase))	psi(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
	1.0392335	NA	-1.405822	NA	NA	NA	17.672413	NA	7	-81.89916	179.9115	0.00000000	7.466409e-02
	0.9834771	NA	NA	NA	NA	NA	14.456589	NA	6	-83.19265	179.9409	0.02932841	7.357719e-02
	1.2445292	NA	-1.655385	NA	NA	-108.67186692	NA	NA	7	-82.51851	181.1502	1.23869691	4.019131e-02
	NA	NA	-1.095609	NA	NA	NA	14.729905	NA	6	-83.95142	181.4584	1.54687189	3.445187e-02
	NA	NA	NA	NA	NA	NA	13.872805	NA	5	-85.24459	181.5801	1.66855012	3.241834e-02
	1.0908015	NA	NA	NA	NA	-68.88937160	NA	NA	6	-84.16538	181.8863	1.97479248	2.781577e-02
	1.2628300	-0.369968384	-1.701418	NA	NA	NA	14.807187	NA	8	-81.69675	182.1627	2.25119668	2.422538e-02
	0.9992276	NA	NA	NA	7.6287204	NA	17.124471	NA	7	-83.04160	182.1964	2.28486607	2.382097e-02
	1.1875419	NA	-1.505351	NA	NA	NA	NA	NA	6	-84.44773	182.4510	2.53948277	2.097346e-02
	0.9786474	NA	NA	-0.067692357	NA	NA	13.706723	NA	7	-83.18248	182.4782	2.5663020	2.069070e-02

Triton palmé

	psi(scale(profondeur))	psi(scale(surface))	psi(scale(vase))	psi(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	loglik	AICc	delta	weight
	NA	NA	NA	1.0131713	NA	NA	NA	+	7	-199.8879	415.8890	0.00000000	9.716166e-02
	NA	NA	NA	1.0165646	-0.5869424	NA	NA	+	8	-199.0112	416.7916	0.9026601	6.187066e-02
	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	6	-201.6685	416.8925	1.0035728	5.882634e-02
	NA	NA	NA	1.0137555	NA	NA	-0.4179600	+	8	-199.3573	417.4839	1.5949139	4.378671e-02
	NA	NA	NA	NA	-0.5865976	NA	NA	+	7	-200.8005	417.7142	1.8252444	3.900750e-02
	NA	NA	NA	1.0150306	NA	0.33537185	NA	+	8	-199.4960	417.7612	1.8722636	3.810115e-02
	0.6063308	NA	NA	1.1699964	NA	NA	NA	+	8	-199.5441	417.8574	1.9684107	3.631282e-02
	NA	NA	0.5361107	0.9055334	NA	NA	NA	+	8	-199.6810	418.1312	2.2422981	3.166548e-02
	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0.4217473	+	7	-201.1320	418.3773	2.4863196	2.800038e-02
	NA	-0.2259822	NA	0.9787489	NA	NA	NA	+	8	-199.8200	418.4093	2.5203108	2.755601e-02

Triton marbré

psi(scale(profondeur))	psi(scale(surface))	psi(scale(vase))	psi(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	logLik	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	6	-222.4497	458.4550	0.0000000	8.138245e-02
NA	NA	NA	0.6479384	NA	NA	NA	+	7	-221.2767	458.6666	0.2116044	7.321186e-02
NA	NA	NA	0.7314102	-0.5123483	NA	NA	+	8	-220.4197	459.6085	1.1535021	4.571418e-02
NA	NA	NA	NA	-0.4268649	NA	NA	+	7	-221.8246	459.7629	1.3078500	4.231893e-02
NA	-0.41046145	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-221.8342	459.7816	1.3266080	4.192388e-02
NA	NA	0.4406372	NA	NA	NA	NA	+	7	-221.8915	459.8961	1.4411068	3.959118e-02
0.2062749	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-222.2994	460.7120	2.2569532	2.632932e-02
NA	NA	0.3646322	0.5368105	NA	NA	NA	+	8	-220.9748	460.7188	2.2637782	2.632962e-02
NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0.07851403	+	7	-222.4254	460.9641	2.5090494	2.321120e-02
NA	NA	NA	NA	NA	0.008128016	NA	+	7	-222.4494	461.0121	2.5570461	2.266080e-02

Salamandre tachetée

psi(scale(profondeur))	psi(scale(surface))	psi(scale(vase))	psi(scale(vegetaux))	ext(scale(profondeur_time))	ext(scale(vase_time))	ext(scale(vegetaux_time))	p(temp)	df	logLik	AICc	delta	weight
-0.5928043	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	7	-100.55715	217.2275	0.0000000	1.027553e-01
-0.5360400	NA	NA	0.4743743	NA	NA	NA	+	8	-99.63659	218.0424	0.8148992	6.836774e-02
NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	+	6	-102.25296	218.0615	0.8339713	6.771888e-02
NA	NA	NA	0.5325110	NA	NA	NA	+	7	-100.99737	218.1080	0.8804483	6.616333e-02
-0.5742417	NA	0.22592369	NA	NA	NA	NA	+	8	-100.25451	219.2762	2.0507351	3.685470e-02
-0.5913863	NA	NA	NA	NA	NA	0.2670138	+	8	-100.40094	219.5711	2.3435952	3.163458e-02
NA	NA	0.27136188	NA	NA	NA	NA	+	7	-101.81037	219.7339	2.5064393	2.934526e-02
-0.5946297	NA	NA	NA	NA	0.181348897	NA	+	8	-100.50443	219.7781	2.5505787	2.870471e-02
-0.5946162	NA	NA	NA	0.1615784	NA	NA	+	8	-100.52471	219.8186	2.5911354	2.812849e-02
-0.6083363	0.045336155	NA	NA	NA	NA	NA	+	8	-100.54783	219.8649	2.6373815	2.748554e-02

Annexe VIII : Reponse curves : Probabilité d'occupation à l'année 1 en fonction du linéaire de routes à l'état initial

