



# Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2019



---

# Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2019

---

Coordinateur du pôle : Jean-Marc THIRION (OBIOS)

Rédacteurs : Jean-Marc THIRION (OBIOS), Léa MOREAU (PNR du Marais poitevin / Master 2 Bordeaux), Julie VOLLETTE (OBIOS), Alain TEXIER (PNR du Marais Poitevin), Florian DORÉ (DSNE) et Julien SUDRAUD (LPO)

Coordinateur administratif pour le PNR du Marais poitevin : Alain TEXIER



## Résumé

Le suivi à long terme des mares de bordure du Marais poitevin est une étude menée tous les quatre ans par les acteurs du pôle Amphibiens de l'Observatoire du Patrimoine Naturel (OPN) et le Parc Naturel Régional du Marais poitevin. L'objectif de ce suivi est d'évaluer l'état de conservation global du cortège d'Amphibiens présent sur les mares bocagères situées en bordure de la zone humide. Après la session initiale de 2011 et la poursuite en 2015, un nouveau suivi a été réalisé grâce à la coopération d'une cinquantaine d'agriculteurs et de propriétaires sur 72 mares du bocage en 2019. Le protocole consiste en une période de 5 minutes de recherche de pontes et 10 minutes de pêche renouvelée en trois passages pour détecter les espèces présentes en période de reproduction à partir des larves et ou pontes. Pour les Grenouilles vertes les adultes sont pris en compte. Des variables environnementales sont également relevées afin de caractériser chaque habitat aquatique suivi. Ces données ont permis de modéliser l'occupation réelle des différents taxons d'Amphibiens à partir d'un estimateur de « site occupancy » de McKenzie, en tenant compte de la détection imparfaite des individus.

Les résultats de ce suivi montrent que les espèces ayant les occupations les plus importantes dans les mares de bordure sont la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp, le Triton palmé et la Grenouille agile. Les taxons présentant une réelle baisse d'occupation sont : Rainette verte, Triton palmé et Grenouille verte. Pour ces taxons, les mares colonisées ne compensent pas les mares où les taxons ont disparus. Les probabilités d'extinction locale de la Rainette verte et du Triton palmé augmentent avec l'abondance d'Ecrevisse de Louisiane. Les occupations du Triton marbré et de la Grenouille agile se maintiennent, avec des extinctions locales qui sont compensées par des colonisations de mares où ils n'avaient pas été observés les sessions précédentes. Les données insuffisantes ne permettent pas d'évaluer la tendance pour le Triton crêté, la Salamandre tachetée et le Crapaud épineux.

La richesse taxonomique par habitat aquatique suivi n'est pas significativement différente entre 2011, 2015 et 2019. La modélisation de la richesse taxonomique batrachologique en fonction des variables de l'habitat de reproduction a été réalisée avec une méthode de N-mixture. La richesse taxonomique batrachologique augmente lorsque la structure de la végétation aquatique est complexe et que son recouvrement est important. A l'inverse, elle chute rapidement avec des effectifs assez faibles d'Ecrevisse de Louisiane. Les causes expliquant ces tendances sont multiples. Les Tritons sont très sensibles à la prédation par les Ecrevisses de Louisiane *Procambarus clarkii*, qui pourrait expliquer l'extinction des Tritons sur de nombreux habitats dont les paramètres n'ont pas changé. La Rainette arboricole est très sensible à la pollution de l'eau. La modification des éléments favorables du paysage pour la réalisation du cycle biologique des Amphibiens a des conséquences sur la dynamique de leurs populations.

**Comment citer ce rapport :** Thirion, J.-M., Moreau, L., Vollette, J., Texier, A. Doré, F. et Sudraud, J. (2019) - *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2019*. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 66 p.

# Sommaire

<b>1) INTRODUCTION.....</b>	<b>6</b>
<b>2) PRESENTATION ET CONTEXTE.....</b>	<b>9</b>
2.1) Présentation de l'aire d'étude .....	9
2.2) Biogéographie du Marais poitevin.....	11
2.3) Caractérisation des mares de bordure des terres hautes.....	11
<b>3) OBJECTIFS .....</b>	<b>15</b>
<b>4) PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE DU MARAIS POITEVIN .....</b>	<b>17</b>
4.1) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin.....	17
4.2) Principe d'échantillonnage.....	17
a) Evolution du protocole entre 2011 et 2019.....	17
b) Protocole d'échantillonnage des Amphibiens.....	18
4.3) Description des mares .....	19
4.4) Catalogue photographique des mares .....	20
4.5) Analyse de l'occupation .....	20
a) Méthode d'analyse détaillée .....	20
b) Résumé simplifié de la méthode.....	24
4.6) Richesse taxonomique.....	25
<b>5) RESULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTES D'AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE EN 2019 .....</b>	<b>27</b>
5.1) Occupation naïve des taxons d'Amphibiens.....	27
5.1) Analyse de l'occupation par taxon.....	28
a) La Salamandre tachetée <i>Salamandra salamandra</i> .....	28
b) Le Triton marbré <i>Triturus marmoratus</i> .....	29
c) Le Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i> .....	31
d) Le Crapaud épineux <i>Bufo spinosus</i> .....	35
e) La Rainette verte <i>Hyla arborea</i> .....	38
f) La Grenouille agile <i>Rana dalmatina</i> .....	41
g) Les Grenouilles vertes <i>Pelophylax</i> sp.....	45
h) Bilan synthétique .....	49

<b>5.2) Richesse taxonomique.....</b>	<b>50</b>
a) Richesse taxonomique par mare .....	50
b) Richesse taxonomique par secteur .....	51
c) Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle .....	51
<b>6) DISCUSSION .....</b>	<b>56</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>62</b>

# INTRODUCTION



La Rainette verte *Hyla arborea* est une espèce des zones humides bocagères © Thirion, OBIOS.

# 1) Introduction

Lors du premier congrès mondial d'herpétologie de 1989 en Grande-Bretagne, à Canterbury, les experts mettent en avant un déclin global des populations (par ex., Wake, 1991). Un an plus tard, aux Etats-Unis lors d'une réunion de travail du conseil national de la recherche, une analyse systématique des populations d'Amphibiens en déclin a été réalisée, permettant de mettre en avant un ensemble de causes (*Ibidem*). Ce contexte a conduit la communauté scientifique à créer en 1991 le « Declining Amphibian Populations Task Force » (DAPTF) sous l'égide de l'UICN (Union International pour la Conservation de la Nature). En 1997, lors du troisième congrès mondial, les chercheurs lancent un appel afin que les recherches se focalisent sur cette question car le déclin s'accélère avec un contexte inquiétant de phénomène à grande échelle avec disparition d'espèce et de population au sein même d'espace protégé. En 2000, A l'initiative de l'United States Geological Survey, l'Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI) a été créé avec comme objectif principal de déterminer le statut et l'avenir des Amphibiens dans les territoires fédéraux des Etats-Unis (Corn et *al.*, 2005).

Un des axes de recherche, développé par ces programmes, est de mieux comprendre les dynamiques des communautés d'Amphibien en tant que bioindicateur afin de déterminer la détérioration des écosystèmes (Par exe., Wake, 1991). C'est pour cette raison que Pechmann (2003) insiste sur le fait que de nombreux facteurs d'origines naturels et anthropiques affectent la dynamique des populations, et qu'il est important de développer des programmes de recherche pour comprendre ces variations démoécologiques et traquer les changements dans les communautés en fonction des changements de la qualité de l'habitat.

Ces dernières années, aux Etats-Unis, de nombreuses études ont été réalisées sur la structure et la composition des communautés d'Amphibien en fonction de grands systèmes écologiques et leur perturbation (Par exe., Dodd, 1996 ; Welsh & Hodgson, 1997 ; Semlitsch, 2003). De la même manière en Europe, les études concernant l'impact des pratiques anthropiques sur les communautés d'Amphibien se sont développées, fragmentation des habitats et isolement des populations (Mann et *al.*, 1991 ; Ray et *al.*, 2002 ; Löfvenhaft et *al.*, 2003), destruction des habitats de reproduction (Par exe., Beebee, 1997), impact de l'introduction d'espèce (Braña et *al.*, 1996). En France, les études s'intéressant à ce sujet sont plus rares (Par exe., Pages, 1984) et ont été réalisées en majorité dans les systèmes alluviaux (Joly, 1992 ; Fleurance et *al.*, 1999 ; Caublot, 2007), de paysage de mares (Jakob et *al.*, 1999) ou de bocage (Boissinot, 2009).

Cependant, les suivis des communautés d'Amphibien à long terme sont très rares. Ainsi, Anthony (2002) a réalisé un suivi des communautés d'Amphibien par comptage des chanteurs le long d'un réseau routier d'Hongrie pendant vingt ans. Dans le Sud de la France, Crochet et *al.* (2004) ont montré qu'il n'y avait pas de réel changement dans la composition des communautés d'Amphibien d'un réseau de mare entre les années 1970 et 2001. Récemment des suivis de communautés d'Amphibiens ont été mis en place en Alsace (Caublot, 2007), dans les marais d'Yves en Charente maritime (Thirion et *al.*, 2008), en Camargue (Olivier et *al.*, 2009), dans le Parc National des Pyrénées (Thirion et *al.*, 2010), dans les marais de Brouage et d'Oléron (Gosselin et Thirion, 2012), dans le Marais poitevin (Thirion et *al.*, 2010 ; Doré et *al.*, 2011).

En France, ce manque de suivi à long terme des communautés d'Amphibien entraîne une impossibilité de connaître précisément le statut des espèces. C'est pour cette raison que le

programme national MARE avait été envisagé sur ce groupe d'espèces fragiles (Morère, 2006) qui a évolué ces dernières années vers un POPAmphibien communautés conduit par la Société Herpétologique de France

L'objectif principal de ce travail est de mettre en place un suivi des Amphibiens sur le moyen et long terme permettant de connaître l'évolution des espèces à l'échelle du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. C'est pourquoi dans le cadre de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin, une étude en 2011 sur les communautés d'Amphibiens a été réalisée sur 3 secteurs de milieux bocagers en bordure du marais (Doré et *al.*, 2011).

La poursuite de ce suivi en 2019 permettra de caractériser et de modéliser l'évolution de la présence des Amphibiens dans les mares de bordure du Marais poitevin.

# PRÉSENTATION ET CONTEXTE



La Grenouille « verte » *Pelophylax* sp est l'espèce ayant l'occupation la plus importante dans le Marais poitevin © Thirion, OBIOS.

## 2) Présentation et contexte

### 2.1) Présentation de l'aire d'étude

Le Parc Naturel Régional du Marais Poitevin se répartie sur trois départements (Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vendée) et deux régions (Pays de la Loire et Aquitaine-Limousin-Poitou-Charentes). Le Parc Naturel Régional du Marais poitevin a une superficie de 197 000 ha et comprend 93 communes. Avec près de 100 000 ha de marais ce parc naturel régional est la deuxième zone humide de France en terme de surface. Cette zone humide a été modifiée au cours du temps par l'homme pour pouvoir réaliser ses activités. Le territoire du Parc Naturel Régional du Marais poitevin se compose de 4 grandes entités paysagères (Cf. Fig.1) que sont les milieux littoraux (vasière, dune, lagune ...), les marais ouverts (à dominante de prairie ou de culture), les marais bocagers et vallées humides (à dominante de prairie et boisement ou culture) ainsi que des terres hautes (coteau, grande culture, bois...). Le Parc Naturel Régional du Marais poitevin est situé au centre du le littoral atlantique français offrant une particularité géographique tout particulièrement intéressante ce qui explique en partie sa biodiversité.

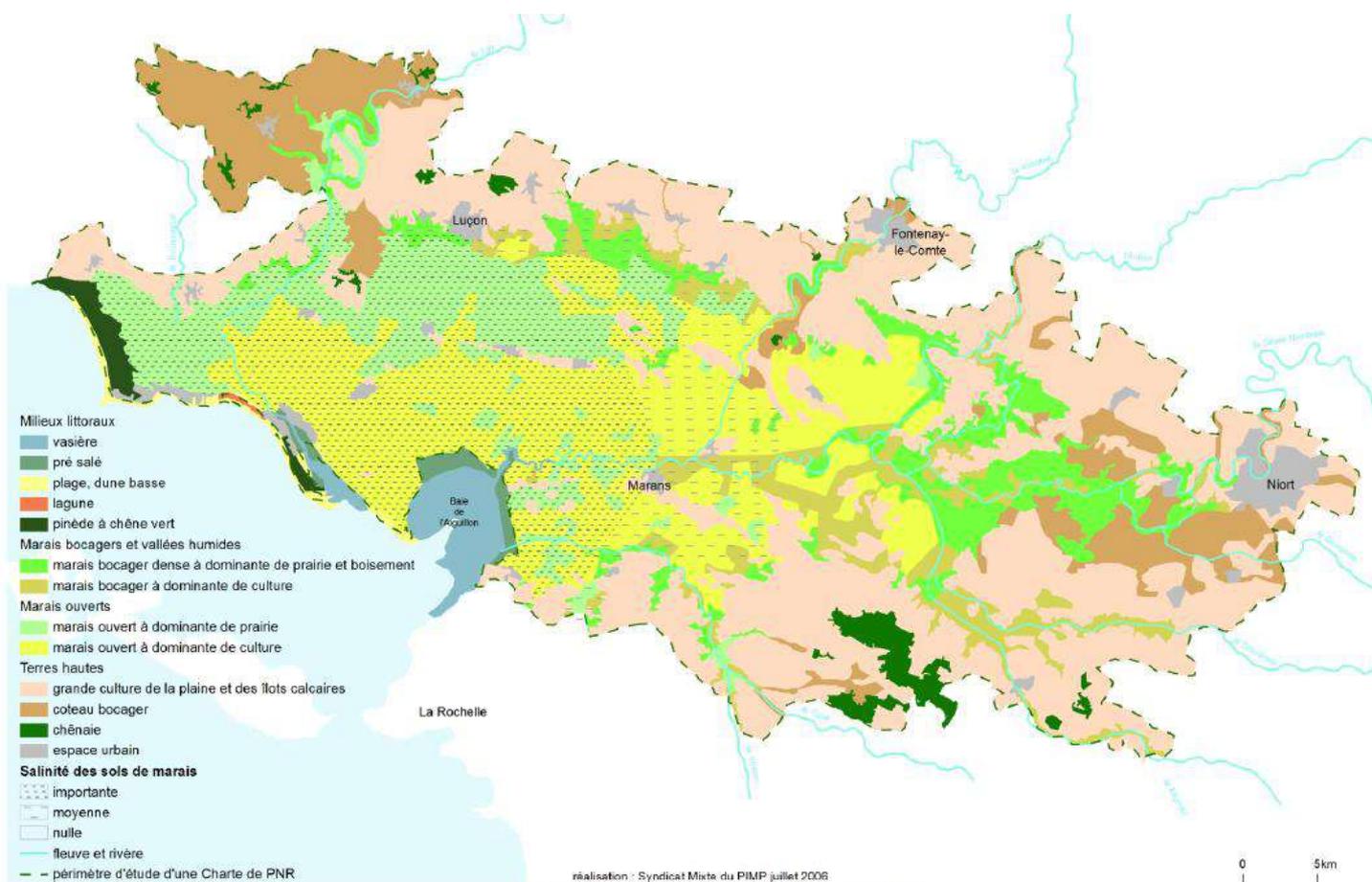


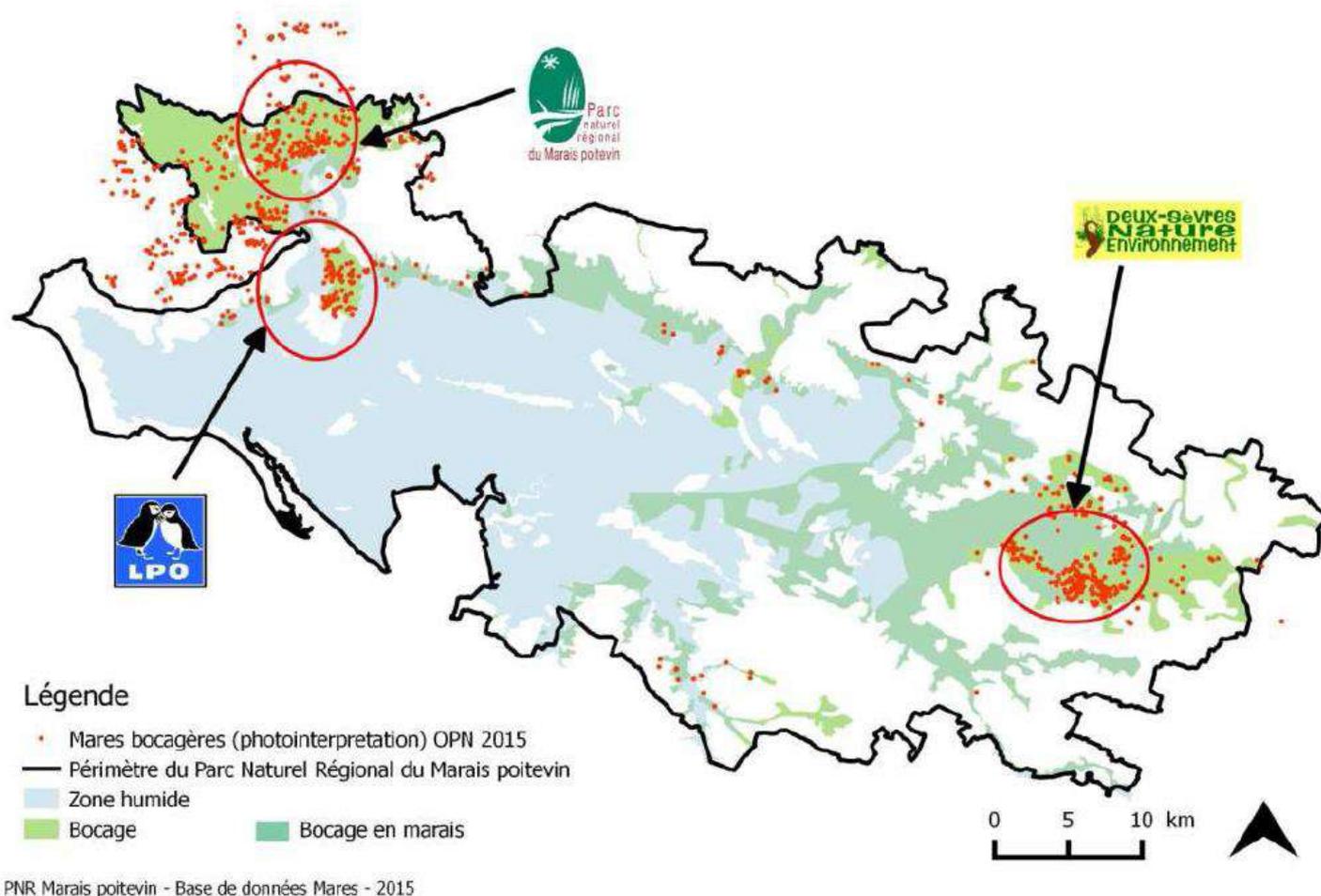
Figure 1. Unités paysagères du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

Le suivi des Amphibiens des mares de bordure porte essentiellement sur les zones de bocage périphériques au marais et situées au sud du département de la Vendée (Région Pays de la Loire) et au sud-ouest du département des Deux-Sèvres (Région Aquitaine-Limousin-

Poitou-Charentes). Il s'agit donc des mares situées dans les terres hautes. La zone de suivi s'étend sur trois secteurs (Cf. Fig. 2) :

- Deux secteurs au sud du département de la Vendée sur les communes de : Saint-Denis-du-Payré – Le Lairoux ; Chasnais et sur Le Champ-Saint-Père – Saint-Vincent-Sur-Graon – Rosnay.

- Le sud-ouest du département des Deux-Sèvres sur les communes de : Sansais – Le Vanneau-Irleau – Magné – Frontenay-Rohan-Rohan



**Figure 2.** Localisation des secteurs étudiés (cercles rouges) pour le suivi des Amphibiens des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

Le terme « bocage » est dans le cas présent interprété comme « un paysage agricole caractérisé par la présence de haies vives qui entourent les parcelles de culture et de prairie. Ces haies forment des réseaux connectés aux bois, landes ou autres zones incultes » (Burel et Baudry 1999).

## 2.2) Biogéographie du Marais poitevin

Le Marais poitevin borde la baie de l'Aiguillon, parcourue par de vastes vasières propices à la conchyliculture et au stationnement des oiseaux d'eau lors de leur migration. Cette vaste zone humide fait partie intégrante des marais littoraux du centre-ouest de la France.

Le Parc Naturel Régional du Marais poitevin se trouve au milieu du domaine biogéographique Atlantique. Cette situation biogéographique particulière est une bonne explication à l'originalité du peuplement d'Amphibien, avec 17 taxa. L'ensemble des espèces présentes dans le Parc Naturel Régional du Marais poitevin est typique de l'ouest Paléarctique. Ainsi, une partie du peuplement d'Amphibien du Marais poitevin est constituée d'une composante ibérique, propre à la péninsule ibérique ainsi qu'au sud et sud-ouest de la France, avec le Pélobate cultripède *Pelobates cultripedes* et le Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus*. La Rainette méridionale *Hyla meridionalis* est, quant à elle, une espèce méridionale à plus large répartition, occupant une partie de l'Afrique du Nord, de la péninsule ibérique, du sud et sud-ouest de la France et du nord de l'Italie. Une autre composante d'espèces dites du secteur atlantique, répartie à l'ouest de l'Europe y compris la Péninsule ibérique, est représentée par le Triton palmé *Lissotriton helveticus*, le Triton marbré *Triturus marmoratus* et le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*. Il y a également la Grenouille agile *Rana dalmatina* et la Rainette arboricole *Hyla arborea* qui doivent être rattachées à une distribution médio-européenne. La Grenouille rousse *Rana temporaria* est une espèce à large répartition qui avec ses différentes sous-espèces s'est adaptée à différentes régions bioclimatiques. La Rainette méridionale a sa limite nord de répartition dans le Marais poitevin.

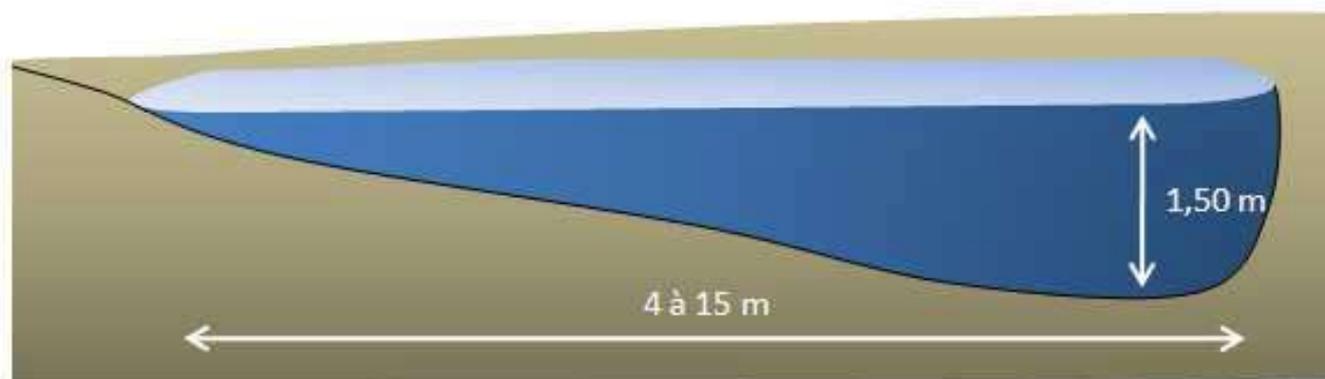
Les Grenouilles vertes présentes avec certitude dans le Parc naturel régional du Marais poitevin sont la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et l'hybride Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus*, la Grenouille de Pérez *Pelophylax perezii* et la Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi*. Il est possible que la Grenouille de Bedriaga *Pelophylax bedriagae* originaire de Turquie et d'Égypte ait été introduite dans le Marais poitevin.

La région littorale du centre-ouest de la France, dont fait partie le Marais poitevin est intégrée au réseau d'aires à hautes richesses spécifiques en Amphibien de l'Ouest Paléarctique qui compte au total 51 aires (Duellman, 1999).

## 2.3) Caractérisation des mares de bordure des terres hautes

Le Programme National de Recherche sur les Zones Humides (PNRZH) définit les mares comme étant : « une étendue d'eau à renouvellement généralement limité, de taille variable pouvant atteindre un maximum de 5000 m<sup>2</sup>. Sa faible profondeur, qui peut atteindre deux mètres, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire et aux plantes de s'enraciner sur tous le fond. ». Cette définition a été appliquée afin de différencier la mare par rapport à d'autres types de milieux aquatiques parfois proche comme les étangs.

Les mares bocagères des terres hautes du Marais poitevin ont été conçues pour abreuver le bétail. Généralement, elles sont de forme allongée, rectangulaire ou elliptique, avec une extrémité profonde depuis laquelle la pente rejoint progressivement la berge opposée (Cf. Fig. 3). Cette géométrie particulière permet au bétail d'avoir accès à l'eau jusqu'à l'assec et aux végétaux de se diversifier selon le gradient hygrométrique, l'hydropériode et la profondeur. Un rideau de végétation couvre couramment une partie des berges de la mare particulièrement les parties plus abruptes.



**Figure 3.** Morphologie type d'une mare de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

En fonction de l'histoire, de l'évolution naturelle et des usages anthropiques, les mares de bordure ont une certaine diversité (Cf. Fig. 4).



**Figure 4.** Aperçu de la diversité des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

La pluralité des situations dans lesquelles les mares de bordure s'intègrent (nature du sol, exposition à la lumière, hydrologie, ...) génère une diversité importante de contextes physico-chimiques (Cf. Tab. I).

**Tableau I** : Caractéristiques physico-chimiques des mares de bordure suivies.

Mesures	pH	Température (°C)	Turbidité (NTU)	Conductivité (µS/cm)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)
Minimal	5,8	15	5	95	0	0
<b>Moyenne</b>	<b>7,31</b>	<b>19,32</b>	<b>55</b>	<b>639,83</b>	<b>10-25</b>	<b>0-1</b>
Maximal	9,42	28	240	1141	100	40

Dans le cadre de cette étude, les paramètres environnementaux des mares sont relevés lorsque la végétation aquatique est bien développée, entre la fin du mois de mai et le début du mois de juin.

# OBJECTIFS



### 3) Objectifs

L'objectif de ce suivi est de **caractériser et modéliser la présence des Amphibiens dans les mares de bordure des terres hautes du Marais poitevin.**

En 2011, un suivi des Amphibiens prenant en compte la probabilité de détection des espèces a été mis en place afin d'établir un réel état initial à l'échelle des Amphibiens des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. De nouvelles méthodes, comme le « site occupancy » (MacKenzie et *al.*, 2006), ont permis d'estimer la probabilité de détection des espèces d'Amphibiens. Ces méthodes se basent sur la répétition de sessions d'observations pour lesquelles on suppose une détection imparfaite des individus. Elles demandent moins d'efforts que d'autres méthodes de suivis et permettent de calculer la réelle occupation d'une espèce sur un secteur. Ces méthodes sont considérées comme très robustes du fait qu'elles sont établies à partir de statistique Bayésienne.

L'état initial réalisé en 2011 avait permis de mieux connaître le statut de 8 taxons d'Amphibiens des mares de bordure des terres hautes du Parc Naturel Régional du Marais poitevin : Salamandre tachetée, Triton palmé, Triton crêté, Triton marbré, Crapaud épineux, Rainette verte, Grenouille agile et Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. Ces premiers résultats tendaient à indiquer une situation assez favorable pour les Amphibiens (Doré et *al.*, 2011).

En 2015, une seconde période d'étude a permis de mieux connaître les évolutions et cerner les tendances des populations d'Amphibiens des mares de bordure du marais. Les taxons ayant une bonne occupation dans le marais étaient les même qu'en 2011, avec notamment un maintien de l'occupation des Grenouilles vertes et une augmentation de l'occupation de la Grenouille agile. Cependant, plusieurs taxons montraient une baisse d'occupation : Triton palmé, Triton marbré, Rainette verte. La richesse taxonomique par mare n'était pas significativement différente entre 2011 et 2015 (Thirion et *al.*, 2015). Une modélisation de la richesse taxonomique a permis de mettre en évidence le lien entre la richesse taxonomique estimée et le linéaire de haie. La richesse taxonomique batrachologique estimée diminue avec des effectifs assez faibles d'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*.

**Le suivi réalisé en 2019, avec la même méthodologie que celle des périodes 2011 et 2015, a pour objectif de caractériser l'occupation des taxons d'Amphibiens dans les mares de bordure du marais pour une troisième période d'étude et de préciser l'évolution et les tendances de ces populations.**

# PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE DU MARAIS POITEVIN



## 4) Protocole de suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin

### 4.1) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin

Le territoire du Marais poitevin compte 18 taxons d'Amphibiens plus ou moins répartis sur le territoire en fonction de leur exigence écologique, de l'évolution des paysages et de l'histoire de chaque taxon. En bordure du marais, nous retrouvons couramment 10 taxons caractéristiques du bocage (Cf. Tab. II).

**Tableau II :** Taxons d'Amphibiens présents sur les mares de bordure du Marais poitevin.

Ordre	Famille	Nom vernaculaire	Nom scientifique et auteur
<u>Anoures</u>	<u>Bufonidae</u>	Crapaud épineux	<i>Bufo spinosus</i> Daudin, 1803
	<u>Hylidae</u>	Rainette verte	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)
	<u>Ranidae</u>	Grenouille rieuse	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)
		Grenouille verte	<i>Pelophylax kl. esculentus</i> (Linnaeus, 1758)
<u>Urodèles</u>	<u>Salamandridae</u>	Grenouille agile	<i>Rana dalmatina</i> Fitzinger in Bonaparte, 1838
		Triton palmé	<i>Lissotriton helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)
		Salamandre tachetée	<i>Salamandra salamandra terrestris</i> Lacepède, 1788
		Triton de Blasius	<i>Triturus cristatus</i> x <i>T. marmoratus</i>
		Triton crêté	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)
		Triton marbré	<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800)

Le genre *Pelophylax* est représenté dans les mares de bordure du marais par la Grenouille rieuse *Pelophylax ridibundus* et par la Grenouille verte *Pelophylax kl. esculentus*. La difficulté de détermination sur le terrain, nous a conduit à ne prendre en compte dans cette étude que le genre *Pelophylax* pour les contacts, mentionnés par la suite *Pelophylax* sp. (les Grenouilles vertes ou la Grenouille « verte »).

### 4.2) Principe d'échantillonnage

#### a) Evolution du protocole entre 2011 et 2019

Le protocole initial (2011) a été modifié en 2015 dans le but de mieux répondre aux conditions d'application de la méthode « site occupancy » de Mackenzie et *al.* (2006). En 2011, la phase d'observation était répartie en trois passages du mois d'avril au mois de juin. En 2015, cette période de suivi a été réduite aux 15 premiers jours de mai. En 2019, un compromis a été utilisé afin de mieux répondre à la détection des espèces : du 20 avril au 17 mai.

Concernant l'effort de prospection, le protocole initial (2011) a été ajusté en 2015 puis en 2019, en allouant plus de temps à la recherche des pontes (5 min), afin d'améliorer la détection des œufs de Tritons au cours du premier passage.

## b) Protocole d'échantillonnage des Amphibiens

Afin d'obtenir un échantillon de mares représentatif du territoire, 72 sites répartis en trois lots (deux secteurs en Vendée et un en Deux-Sèvres) ont été sélectionnés en prenant en compte l'accessibilité et l'accord des propriétaires. Afin de limiter les interactions entre les sous-populations d'Amphibiens, les mares sélectionnées sont distantes d'au moins 150 mètres. Deux habitats suivis ont été modifiés : la mare 145 n'est plus suivie depuis 2015 et la mare 157 bis a été rajoutée en 2019. Au total, 71 habitats ont été suivis en 2019.

A chaque passage, la présence des différents taxons a été déterminée par des pêches de têtards et l'observation de pontes, afin d'avoir une preuve de reproduction de l'espèce sur le site. Les prospections sont réalisées en journée sur les sites de reproduction. La durée de la pêche est de 10 minutes à l'aide d'une épuisette dont le filet est constitué d'un maillage de 4 mm. Le protocole repose essentiellement sur l'observation de larves et de pontes. Pour les Grenouilles vertes du genre *Pelophylax* dont la reproduction est tardive, la présence des adultes est également prise en compte.

- La détection des œufs et des pontes

La détection des œufs et des pontes est une méthode efficace pour identifier les espèces présentes sur les sites aquatiques. La détermination des espèces à partir de leurs œufs et de leurs pontes peut s'appuyer sur les caractéristiques de l'oviposition (Miaud et Muratet 2004). Leur observation nécessite une inspection minutieuse des herbiers aquatiques et du substrat. Les Tritons pondent leurs œufs en les enroulant individuellement dans les feuilles de plantes immergées ainsi que dans des feuilles mortes au fond de l'eau (Cf. Fig. 5). La salamandre tachetée est quant à elle ovovivipare ce qui se traduit par une recherche systématique des larves. Les Grenouilles brunes pondent leurs œufs sous la forme d'amas globuleux et dans des zones peu profondes ce qui facilite leur détection. En mai, il n'est pas évident de détecter les restes de pontes car ces espèces précoces sont déjà sous la forme larvaire, c'est pour cette raison qu'un passage en dehors de la période de suivi est réalisé préalablement, au mois de mars, sur toutes les mares afin de suivre l'évolution du nombre de ponte de la Grenouille agile. Tout comme les Grenouilles brunes, le Crapaud commun n'est généralement détectable que par la présence de ses têtards au mois de mai. Enfin, les Grenouilles vertes et les Rainettes affectionnent les herbiers aquatiques pour déposer leur ponte. Les Rainettes pratiquent un fractionnement des pontes ou chaque ponte contient à 5 à 60 œufs clairs formant une petite boule (Thirion et Evrard, 2012). La Grenouille « verte » pond des amas lâches de plusieurs centaines d'œufs (*Ibidem*).



**Figure 5.** Les végétaux aquatiques fournissent un support de ponte idéal pour les Amphibiens (de gauche à droite : ponte de Grenouille verte ; feuilles de callitriches enroulées autour d'œufs de tritons ; végétation aquatique diversifiée ; une mare bocagère typique à Sansais).

- La détection des larves

Les larves et les têtards sont capturés à l'aide d'une épuisette standardisée à maille fine de 4mm. Une recherche active le long des berges et dans les herbiers est réalisée (Cf. Fig. 6). Afin de limiter la perturbation sur les milieux, il est conseillé d'exclure de la pêche au moins un tiers des herbiers. Les larves sont rapidement remises à l'eau après identification. Une attention particulière doit être portée aux larves d'urodèles qui se révèlent très fragiles.

A titre informatif, d'autres types de contact avec les Amphibiens sont également relevés : chanteur, amplexus, individu en déplacement dans l'eau, individu en insolation, spécimen mort, ...

### 4.3) Description des mares

Pour caractériser les habitats de reproduction, des paramètres de l'environnement ont été relevés et sont présentés dans le tableau suivant (Cf. Tab. III). Les abréviations correspondant aux variables utilisées pour la modélisation de l'occupation des espèces sont mentionnées.

**Tableau III** : Paramètres relevés lors des passages de prospection en mai 2019.

Nature des variables	Paramètres	Unités ou critères d'évaluation	Abréviations pour l'analyse
<b>Physiques</b>	Connexion par un tributaire ou exutoire	Absence/présence	conx
	Hydro-période	Permanent/temporaire	temp
	Dimensions de la mare (surface, longueur, largeur)	m <sup>2</sup>	surf, long, larg
	Profondeur maximale d'eau	m	prof
	Epaisseur du fond	m	epais
	Nature du fond	Vase/litière/cailloux	substrat
	Pente des berges	% périmètre de berges en pente douce (<45°)	pent
	Ombage	%	omb
	Utilisation de la mare	Utilisation / piétinement / protection / pollution	uti, pie, protec, pol
<b>Physico-chimique</b>	Température de l'eau	°C	temp
	pH		ph
	Conductivité	µS/cm	cond
	Turbidité	NTU	turb
	Oxygène dissous	mg/L	O2
	Nitrite/Nitrate	mg/L	nit
<b>Ecologique</b>	Milieu dominant environnant la mare	Village/prairie/bois/culture	vil, pra, bois, cult
	Végétation rivulaire	% périmètre de berges arboré, arbustif, herbacé	rivefav
	Recouvrement de la végétation aquatique (global et détaillé pour hélrophytes, hydrophytes libres et hydrophytes enracinées)	%	veg, helo, hyd1, hyde
	Type de macrophytes	Classe de structure	typeveg
	Présence d'écrevisses	Absence/Présence	ecr
	Abondance d'écrevisses pour 10 min. de pêche	Nombre d'individus	ecrab
	Présence de poissons	Absence/Présence	poi

Le matériel utilisé pour le relevé physico-chimique, de fin mai à début juin, est constitué d'un testeur combo Hanna HI98130 pour la mesure de la température de l'eau, du pH et de la conductivité ainsi que d'un tube-turbimètre (Myre et Shaw, 2006) permettant d'évaluer la turbidité de l'eau.

En 2015, une caractérisation de la structure paysagère a été réalisée par photointerprétation, dans des zones tampons de 400 m de rayon autour de chaque mare étudiée. Cette analyse spatiale a permis d'acquérir des variables du paysage : distance minimum à un boisement/haie ; distance minimum à une zone humide/mare/fossé ; linéaire de haies/ha, nombre de mares/km<sup>2</sup> ; nombre de points d'eau/km<sup>2</sup> (Thirion et *al.*, 2015). De plus, des relevés floristiques complémentaires ont eu lieu dans certaines mares en 2015 et 2019. Ces données n'ont pas été prises en compte dans la modélisation de l'occupation des taxons en 2019 car ces variables du paysage n'ont pas évolué depuis 2015.

#### 4.4) Catalogue photographique des mares

Une photo panoramique de chaque habitat de reproduction permet de le caractériser dans son environnement. On notera l'angle de prise de vue, en visant le centre du point d'eau, par rapport au nord magnétique et la distance par rapport à la berge. (Cf. Fig. 6).

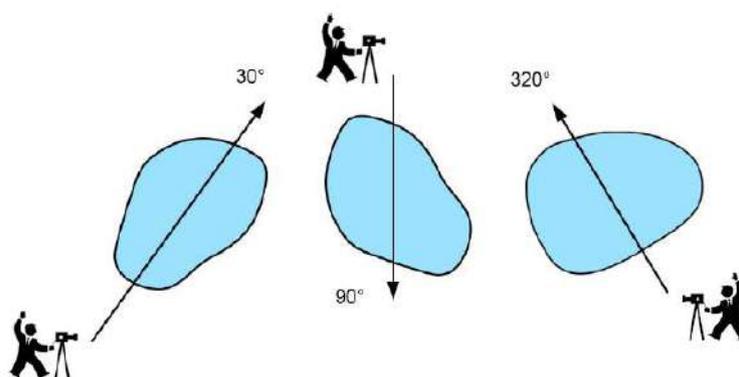
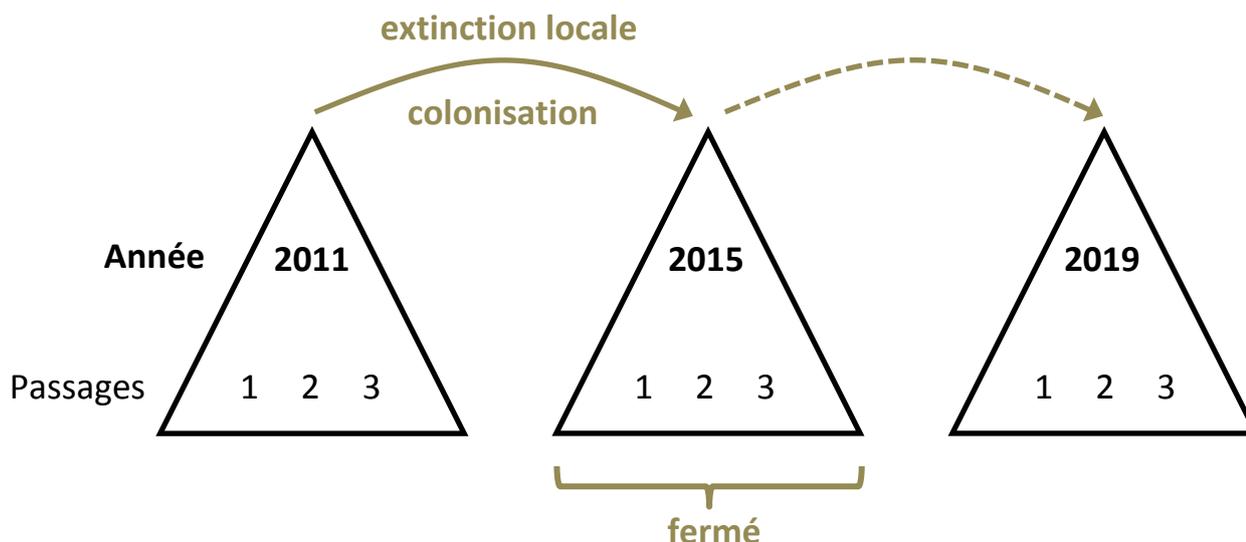


Figure 6. Prise de photographies des habitats aquatiques suivis.

#### 4.5) Analyse de l'occupation

##### a) Méthode d'analyse détaillée

De nouvelles méthodes, encore peu utilisées, permettent aujourd'hui d'estimer la probabilité de détection d'une espèce (MacKenzie et *al.*, 2006). Ces méthodes de « site occupancy » (présence-absence) se basent sur la répétition de sessions d'observations pour lesquelles on suppose une détection imparfaite des individus, détection qui sera modélisée par la suite. Elles demandent moins d'efforts que d'autres méthodes de suivis et semblent bien adaptées à la situation qui nous occupe. Elles permettent d'estimer la proportion d'occupation d'une espèce sur un secteur. Cette méthode répétée, tous les quatre ans, permet de connaître l'évolution des paramètres liés à la distribution spatiale des espèces d'Amphibien des mares de bordure du Marais poitevin : l'occupation ( $\Psi$ ), la probabilité de détection ( $p$ ), la colonisation ( $\gamma$ ) et l'extinction locale ( $\epsilon$ ) selon le schéma ci-dessous (Cf. Fig. 7).



d'après MacKenzie et *al.*, 2006

**Figure 7.** Principe d'analyse du suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin.

Afin d'appliquer la méthode de MacKenzie et *al.* (2006) quelques conditions sont requises :

- les sites sont « fermés » au cours de la saison : l'occupation du site est toujours la même pendant toute la durée de la saison d'échantillonnage.
- les sites sont indépendants : la détection d'une espèce sur un site est indépendante de la détection sur un autre site.
- la probabilité de détection doit être constante au cours de la saison.

L'**occupation naïve** ( $\Psi$  naïve) est calculée simplement en supposant que la probabilité de détection est égale à 1, avec :

$$\Psi \text{ naïve} = n_i / n$$

où  $n_i$  est le nombre de sites avec l'espèce d'Amphibien et  $n$  le nombre total de sites échantillonnés.

L'**occupation estimée** ( $\Psi$ ) correspond à la distribution estimée d'une espèce dans un espace en prenant en compte sa probabilité de détection ( $p$ ).

La **probabilité de détection** ( $p$ ) pour une espèce donnée est définie de la manière suivante :

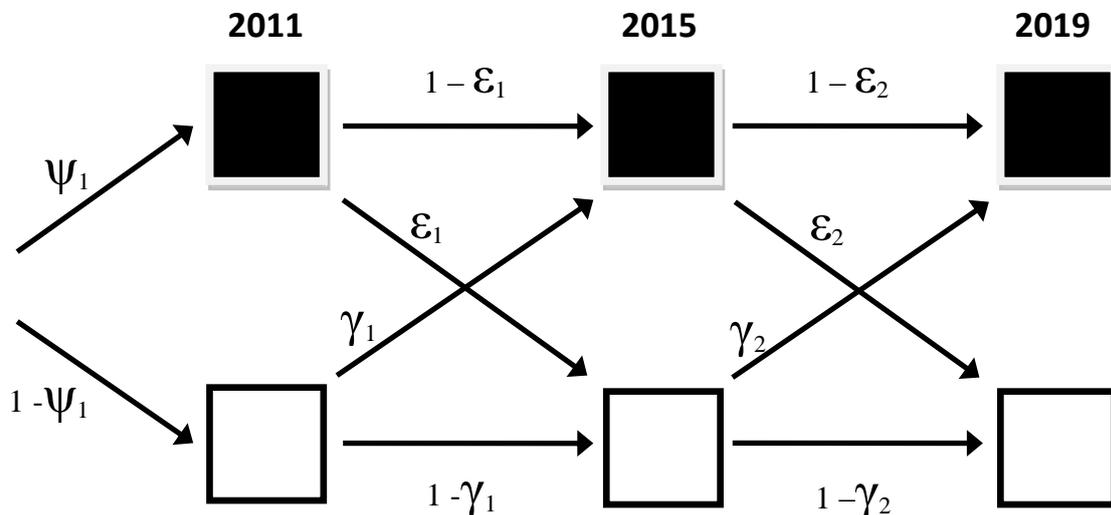
- Si le site est non-occupé : l'espèce ne peut être détectée.
- Si le site est occupé : à chaque visite  $j$ , il y a une probabilité de détecter ( $p_j$ ) ou non ( $1-p_j$ ) l'espèce.

Dans le cadre de cette étude, l'analyse a été réalisée par une méthode de « multiple-season occupancy models » (dite analyse « multi-saison ») développée par McKenzie et *al.* (2006) afin de prendre en compte les processus dynamiques entre les trois années de suivi. Cette méthode permet une modélisation des paramètres suivant l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction.

La probabilité de **colonisation** ( $\gamma_t$ ) est définie comme la probabilité qu'un site inoccupé l'année t soit occupé par l'espèce l'année t+1.

La probabilité d'**extinction locale** ( $\epsilon_t$ ) est définie comme la probabilité qu'un site occupé l'année t soit inoccupé par l'espèce l'année t+1.

Ces processus dynamiques représentent la probabilité pour un site de transiter entre des états occupé et inoccupé entre des années consécutives selon le graphique suivant.



**Figure 8.** Représentation du changement d'occupation d'un site entre les années en fonction des paramètres d'occupation ( $\Psi$ ), de colonisation ( $\gamma_t$ ), et d'extinction locale ( $\epsilon_t$ ). Les carrés noirs représentent un site occupé (espèce présente) et les carrés blancs un site non occupé (espèce absente) d'après McKenzie et al. (2006).

Le **taux de variation d'occupation** ( $\lambda$ ) est le rapport des occupations estimées successives et est peut être interprété comme un accroissement de l'occupation entre l'année t et l'année suivante t+1.

$$\lambda_t = \Psi_{t+1} / \Psi_t$$

Afin d'affiner les paramètres de la modélisation, les **variables** ayant le plus de poids sur la présence ou l'absence d'une espèce sont sélectionnées par comparaison des modèles avec chaque variable environnementale aux modèle sans covariables  $\psi$  (.)  $\gamma$  (.)  $\epsilon$  (.)  $p$ (.)

Les variables utilisées pour la modélisation sont les caractéristiques descriptives des mares (Cf. 4.3. Description des mares).

On distingue :

- Les variables environnementales ayant un effet sur l'occupation de la première année de suivi (variables initiales de l'année 2011)
- Les variables environnementales ayant un effet sur les probabilités de colonisation et/ou d'extinction locale (variables d'évolution des années 2015 et 2019).
- La variable « temps » qui permet d'introduire une variation annuelle ou saisonnière des paramètres (probabilité de détection, de colonisation et d'extinction locale).

Pour chaque espèce, l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction locale sont modélisées à l'aide du programme PRESENCE 7.3 (© Hines, 2006). Chaque modèle calculé est classé à l'aide d'un test AIC (Akaike information Criterion) (Akaike, 1974) en appliquant la règle par parcimonie (plus un AIC est faible et plus un modèle est considéré robuste) :  $AIC = -2 \log (L(\theta/y)) + 2 K$

Les différents modèles obtenus sont classés à l'aide d'un test AIC selon le poids de leur AIC (AICwi). Ce paramètre permet de sélectionner les modèles qui expliquent le plus fidèlement la présence de l'espèce pour estimer l'occupation. Ce paramètre est déterminé, pour chaque modèle, en calculant la moyenne de l'ensemble des occupations individuelles par site.

## b) Résumé simplifié de la méthode

La méthode présence-absence de Mackenzie basée sur des passages successifs permet d'estimer la réelle distribution d'une espèce sur un territoire en prenant en compte sa probabilité de détection. La phase de terrain permet de détecter chaque espèce sur trois passages. Une matrice est constituée en prenant en compte les historiques de présence (1) et d'absence (0) des espèces pour chaque année (Cf. Fig. 9). La modélisation à l'aide du logiciel PRESENCE entre l'historique de détection des différentes sessions et les variables environnementales expliquant la distribution de l'espèce permet de mesurer des paramètres de tendance d'évolution des espèces.

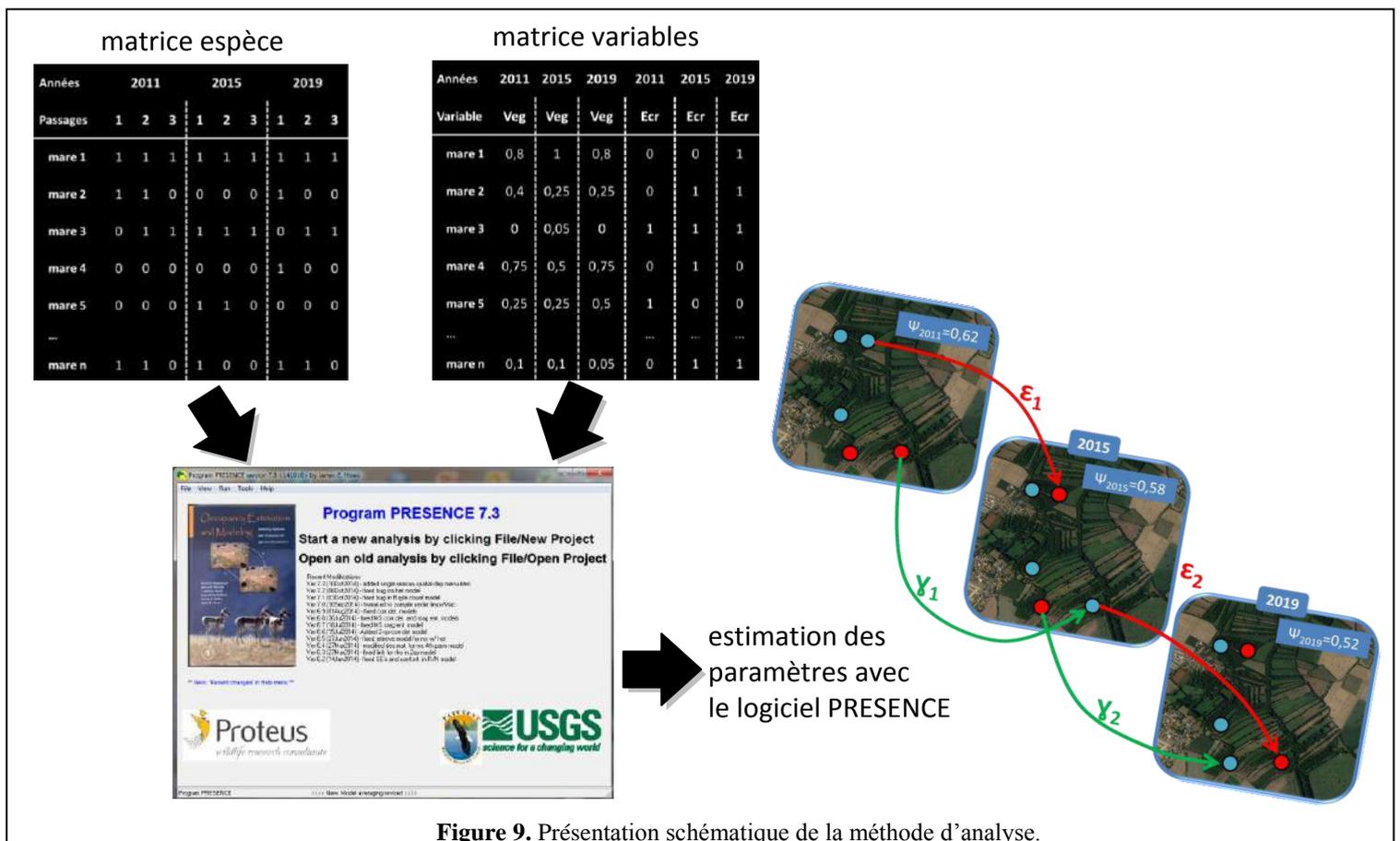


Figure 9. Présentation schématique de la méthode d'analyse.

Les paramètres estimés sont :

- L'**occupation** ( $\psi$ ) est la distribution estimée d'une espèce dans un espace en prenant en compte sa probabilité de détection. Plus  $\psi$  tend vers 1 plus l'occupation est importante.
- La **probabilité de détection** ( $p$ ) est la probabilité que l'espèce soit détectée par l'observateur sur un site occupé. Plus  $p$  tend vers 1 plus la détection est importante.
- La **probabilité de colonisation** ( $\gamma$ ) est la probabilité qu'un site inoccupé une année soit occupé par l'espèce l'année suivante. Plus  $\gamma$  tend vers 1 plus la probabilité de colonisation est forte.
- La **probabilité d'extinction** ( $\varepsilon$ ) est la probabilité qu'un site occupé une année par une espèce soit inoccupé l'année suivante. Plus  $\varepsilon$  tend vers 1 plus la probabilité d'extinction est forte.
- Le **taux de variation d'occupation** ( $\lambda$ ) est la variation d'occupation entre une année  $t$  et l'année suivante  $t+1$ . L'occupation est stable si  $\lambda=1$ , diminue si  $\lambda < 1$  et augmente si  $\lambda > 1$ .

## 4.6) Richesse taxonomique

### a) Richesse taxonomique par mare

La richesse taxonomique par mare est le nombre de taxons cumulé sur les trois passages pour chaque année. La richesse taxonomique par secteur est calculée en faisant la moyenne de la richesse taxonomique par mare, en prenant en compte 3 secteurs distincts : Sansais (30 mares), St-Denis-du-Payré (17 mares) et Champs-St-Père (25 mares).

### b) Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle

De nouvelles méthodes permettent d'estimer la densité d'une espèce à la détection imparfaite par des dénombrements répétés (P. ex. Royle & Nichols, 2003 ; Royle, 2004 ; Kery et *al.*, 2005 ; Royle & Dorazio, 2008). Afin d'utiliser une méthode de dénombrements répétés des N-mixture de Royle (2004), certaines conditions d'applications sont requises. Le nombre d'individus ou d'espèces doit être constant au cours du suivi, la population ou la communauté est donc considérée fermée (Royle, 2004). Certains mouvements individuels aléatoires sont autorisés si la taille des populations ne varie pas (Dail & Madsen, 2011). Durant le suivi, les détections des individus dans un site sont supposés indépendantes et tous les individus présents sur un site à un temps *t* sont supposés avoir la même probabilité de détection (Cf. Royle, 2004). Dans cette étude, la fermeture de la population ou de la communauté est assurée par des passages réalisés en un temps court (moins de 10 jours) et l'indépendance spatiale par un éloignement des mares échantillonnées d'au moins 250 mètres.

La modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel PRESENCE 9.8 (Hines, 2006). Les variables de l'habitat ayant du poids statistiques sur la richesse taxonomique ont été recherchées en comparant les modèles avec et sans ces variables. Le modèle a été choisi en utilisant les AIC (Royle, 2004), qui sont calculé par  $AIC = \text{la Déviance} + 2 * np$  (avec *np* étant le nombre de paramètres). Ces critères représentent un compromis entre une bonne adéquation du modèle aux données et un nombre limité de paramètres. Deux modèles sont considérés comme différents quand leur AIC diffère d'une valeur de 2 (Burnham et Anderson, 2002). Pour stabiliser les critère d'information d'Akaike (AIC), une recherche empirique de la meilleure valeur du paramètre *K*, qui représente dans l'estimation le nombre maximal possible d'individus qu'on puisse observer à un site, est effectuée (Couturier et *al.*, 2013).

# RÉSULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTÉS D'AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE EN 2019



## 5) Résultats du suivi des communautés d'Amphibiens des mares de bordure en 2019

### 5.1) Occupation naïve des taxons d'Amphibiens

Les Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. ont l'occupation naïve la plus élevée en 2011 et 2015 ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,76$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,70$ ), mais elle est plus faible en 2019 ( $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,48$ ) (Cf. Fig. 10).

On trouve ensuite par ordre décroissant : Triton palmé *Lissotriton helveticus* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,61$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,39$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,54$ ) ; Grenouille agile *Rana dalmatina* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,37$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,65$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,49$ ) ; Rainette verte *Hyla arborea* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,46$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,38$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,21$ ) et Triton marbré *Triturus marmoratus* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,34$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,20$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,48$ ) (Cf. Fig. 10).

Les espèces ayant une occupation naïve plus faible sont le Crapaud épineux *Bufo spinosus* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,03$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0,10$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,01$ ), la Salamandre tachetée *Salamandra salamandra* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,01$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0,07$ ) et le Triton crêté *Triturus cristatus* ( $\Psi_{\text{naïve}2011} = 0,01$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2015} = 0$  ;  $\Psi_{\text{naïve}2019} = 0$ ) (Cf. Fig. 10).

Certaines tendances semblent se dégager : les occupations naïves des Grenouilles vertes et de la Rainette verte ont diminué entre 2011 et 2019, tandis que celles d'autres espèces fluctuent, avec une occupation plus faible en 2015 (Tritons palmé et marbré) ou plus élevée en 2015 (Grenouille agile et Crapaud épineux). Ces tendances sont précisées dans la suite du rapport par une analyse prenant en compte la probabilité de détection. L'occupation du Triton crêté n'a pas fait l'objet d'analyse du fait d'un nombre insuffisant de données (1 seule observation en 2011).

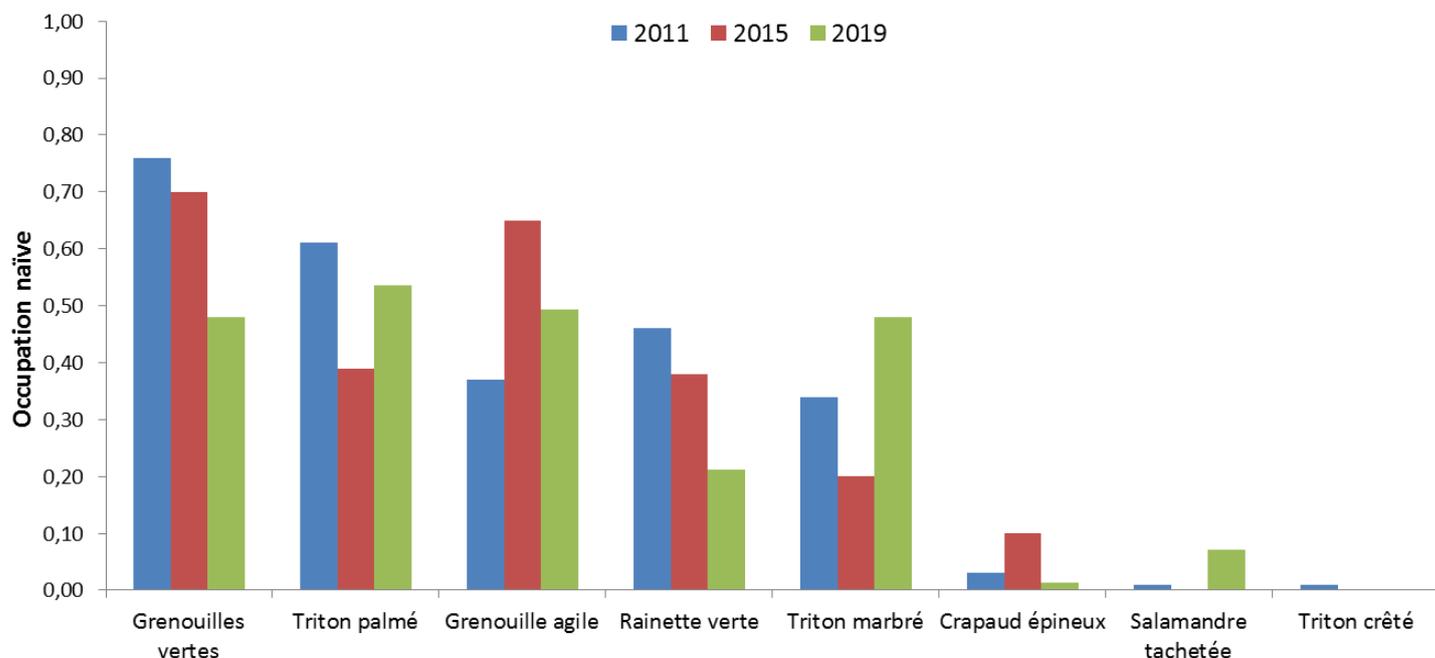


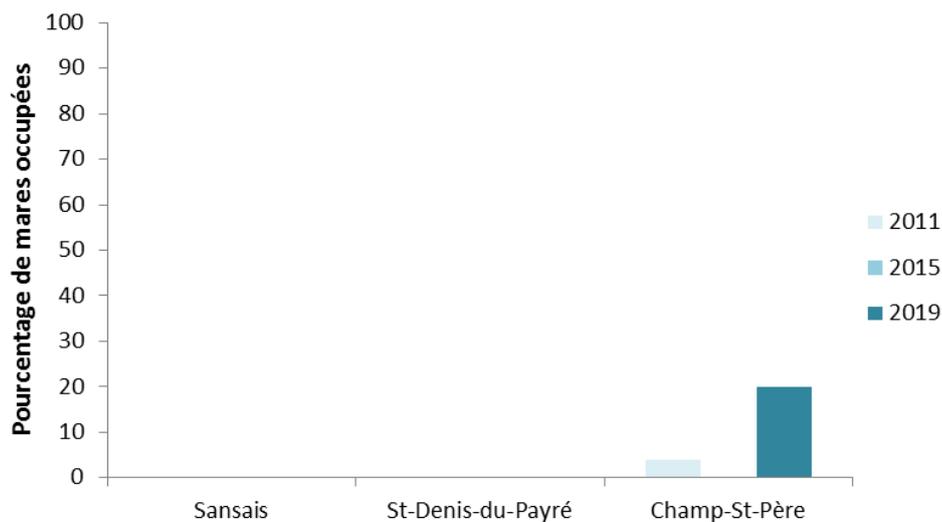
Figure 10. Occupation naïve des espèces d'Amphibien du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

## 5.1) Analyse de l'occupation par taxon

### a) La Salamandre tachetée *Salamandra salamandra*

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, la Salamandre tachetée a été observée sur 5 des 71 mares bocagères étudiées, dont 1 mare occupée par l'espèce en 2011 et 2015 et 4 mares nouvellement occupées en 2019. Cette espèce est très localisée et le faible nombre de données ne permet pas de réaliser une analyse de l'évolution de son occupation. En 2019, 20% des mares sont occupées sur le secteur de Champ-St-Père (Cf. Fig. 11).



**Figure 11.** Pourcentage de mares occupées par la Salamandre tachetée en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

- Tendence d'évolution

Les données de présence de la Salamandre tachetée en 2011 (1 donnée) et 2015 (aucune donnée) sont insuffisantes pour estimer une tendance d'évolution de l'occupation entre 2011 et 2019. De plus, il n'est pas possible d'estimer correctement l'occupation de la Salamandre tachetée en 2019 du fait de problèmes de probabilité de détection très faible ( $p_{moy}=0,02$ ).

**Le manque de données concernant la Salamandre tachetée pourrait s'expliquer, d'une part par la présence très localisée de l'espèce, et d'autre part par un problème de détectabilité et de phénologie (reproduction précoce par rapport aux dates de suivi).**

## b) Le Triton marbré *Triturus marmoratus*

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, le Triton marbré a été observé sur 34 des 71 mares bocagères étudiées, dont 19 mares occupées précédemment par l'espèce (9 mares occupées chaque année) et 15 mares nouvellement occupées en 2019. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 9 mares occupées précédemment. En 2019, le Triton marbré a été observé sur 60% des mares du secteur de Sansais, 24% des mares de St-Denis-du-Payré et 52% des mares de Champ-St-Père (Cf. Fig.12).

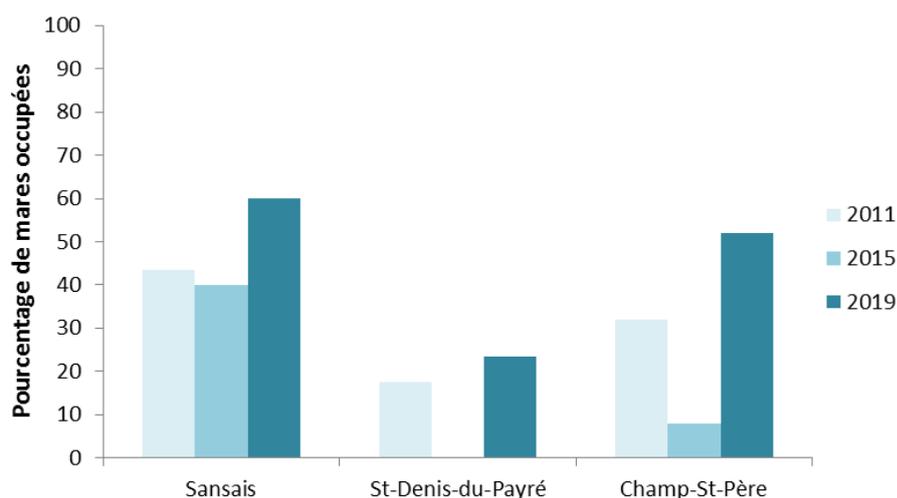


Figure 12. Pourcentage de mares occupées par le Triton marbré en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

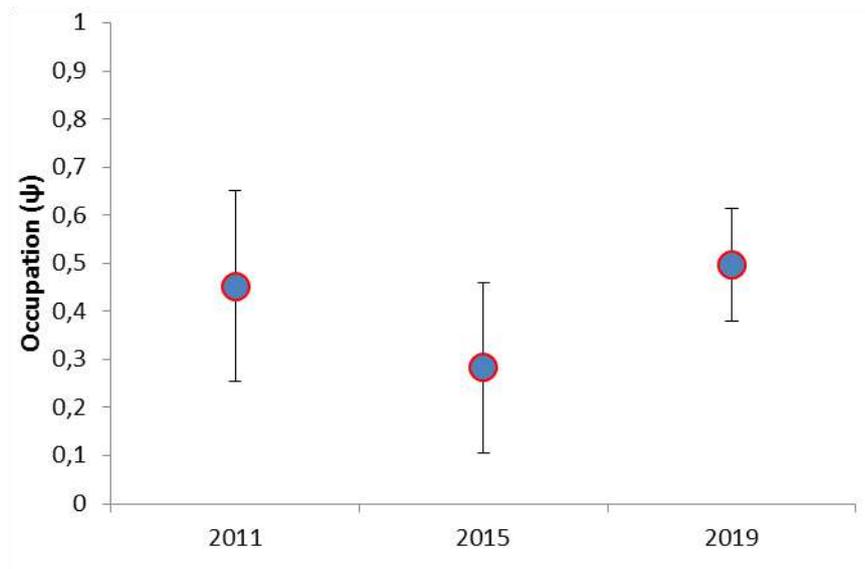
- Occupation

L'occupation du Triton marbré de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection de l'espèce et les variables de l'environnement, par une modélisation multi-saison (Cf. Tab. IV). Le meilleur modèle pour le Triton marbré est celui où l'occupation initiale est constante ; la colonisation varie en fonction du temps (années) ; l'extinction varie en fonction du temps (années) ; la probabilité de détection varie en fonction du temps (années et passages) :  $\psi$  (cst)  $\gamma$  (t)  $\varepsilon$  (t)  $p$ (t)

Tableau IV. Occupation estimée du Triton marbré *Triturus marmoratus* de 2011 à 2019,  $\Psi$  occupation estimée ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\Psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,45	0,10	[0,254 ; 0,651]
2015	0,28	0,090	[0,107 ; 0,459]
2019	0,50	0,060	[0,379 ; 0,613]

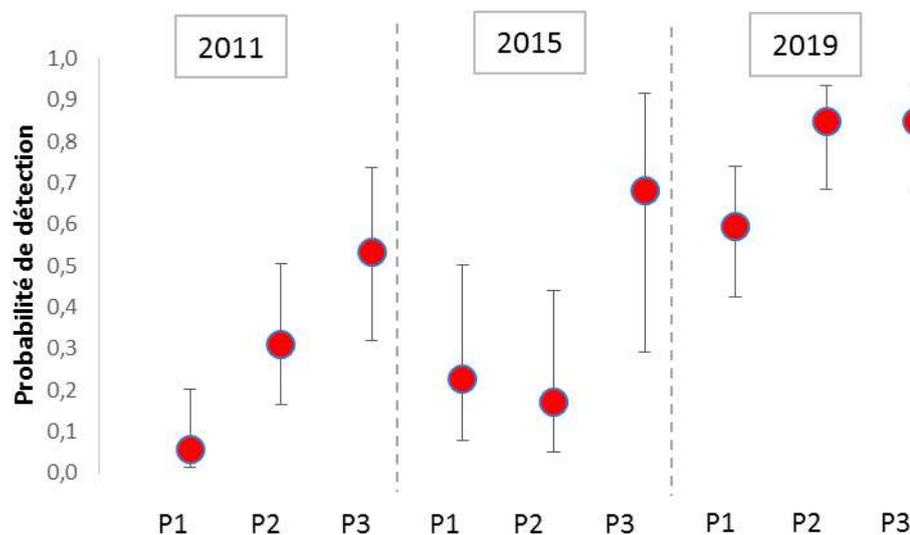
D'après ces résultats, l'occupation du Triton marbré dans les mares de bordure du Marais poitevin a diminué entre 2011 et 2015 puis a augmenté entre 2015 et 2019. L'occupation de 2019 est semblable à celle de 2011 (Cf. Fig. 13). Cependant, il est nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres afin de préciser cette tendance car les intervalles de confiance se chevauchent.



**Figure 13.** Occupation estimée du Triton marbré dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

En 2011 et 2015, la probabilité de détection du Triton marbré varie beaucoup au cours du temps. Elle est plus faible aux deux premiers passages, de 0,06 à 0,31, et augmente au dernier passage, avec 0,54 (SE=0,11) en 2011 et 0,68 (SE=0,18) en 2015. **En 2019, la probabilité de détection est plus élevée et varie moins au cours du temps**, avec 0,59 (SE=0,08) lors du premier passage et 0,85 (SE=0,06) lors du deuxième et troisième passage (Cf. Fig. 14).



**Figure 14.** Variation temporelle des probabilités de détection du Triton marbré *Triturus marmoratus* au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019.

- Tendance d'évolution

La tendance d'évolution du Triton marbré est estimée à partir des paramètres du meilleur modèle multi-saison (Cf. Tab. V). Entre 2011 et 2015, l'extinction locale estimée ( $\epsilon$ ) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ( $\gamma$ ) et le taux de variation d'occupation est inférieur à 1, traduisant une baisse d'occupation par le Triton marbré dans les mares de bordure du Marais poitevin. De 2015 à 2019, la colonisation est supérieure à l'extinction locale, avec un taux de variation d'occupation ( $\lambda$ ) supérieur à 1, soit une augmentation d'occupation. Cependant, les intervalles de confiance de ces paramètres se chevauchent.

**Tableau V.** Tendance d'évolution du Triton marbré *Triturus marmoratus*, d'après les paramètres du meilleur modèle multi-saison :  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0,0151	0,1076	0	0,2260
$\gamma_{2015-2019}$	0,3715	0,0841	0,2066	0,5364
$\epsilon_{2011-2015}$	0,3912	0,1884	0,0238	0,7625
$\epsilon_{2015-2019}$	0,1882	0,1016	0	0,3873
$\lambda_{2011-2015}$	0,6250	0,2143	0,2050	1,0451
$\lambda_{2015-2019}$	1,7540	0,5498	0,6765	2,8316

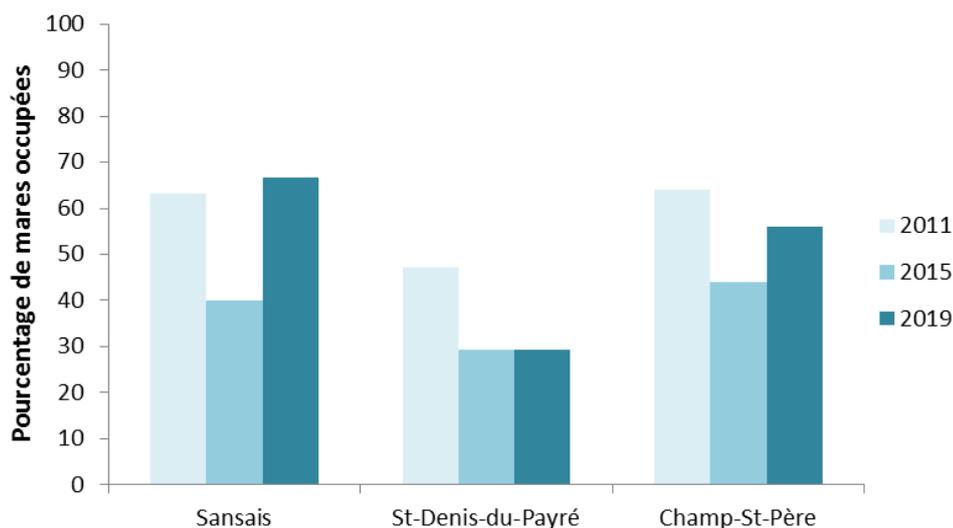
L'occupation estimée en 2019 ( $\psi_{2019}=0,50$ ) est proche de celle observée en 2011 ( $\psi_{2011}=0,45$ ) et la probabilité de détection de l'espèce est supérieure en 2019, induisant une meilleure estimation de l'occupation cette dernière année.

**Malgré une baisse en 2015, les paramètres estimés tendent à montrer une stabilité dans l'occupation du Triton marbré sur les mares de bordure du Marais poitevin.**

### c) Le Triton palmé *Lissotriton helveticus*

- Pourcentage de mares occupées

**Lors du suivi de 2019, le Triton palmé a été observé sur 38 des 71 mares bocagères étudiées**, dont 32 mares occupées précédemment par l'espèce (17 mares occupées chaque année) et 6 mares nouvellement occupées en 2019. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 17 mares occupées précédemment. En 2019, le Triton palmé occupe 67% des mares du secteur de Sansais, 29% à St-Denis-du-Payré et 56% à Champ-St-Père (Cf. Fig. 15).



**Figure 15.** Pourcentage de mares occupées par le Triton palmé en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

- Occupation

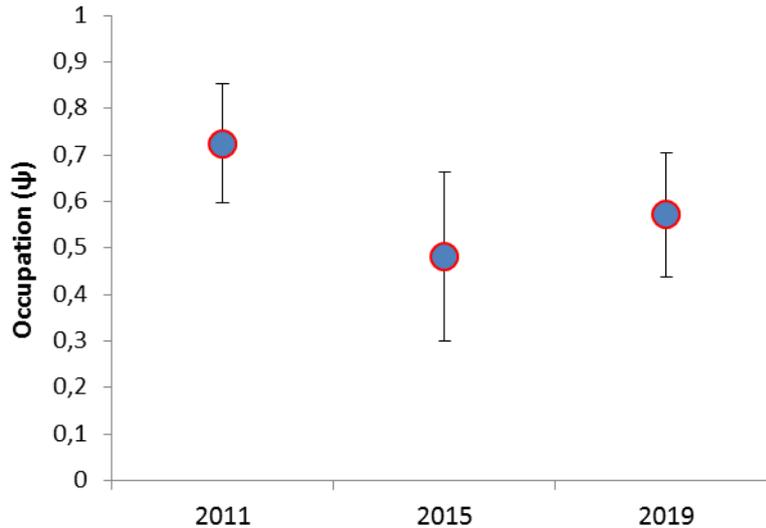
L'occupation du Triton palmé de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection de l'espèce et les variables de l'environnement, par une modélisation multi-saison (Cf. Tab. VI). Le meilleur modèle pour le Triton palmé est celui où l'occupation varie en fonction du recouvrement de la végétation et de l'abondance d'écrevisse ; la colonisation varie en fonction du temps (années) ; l'extinction varie en fonction du temps (années) ; la probabilité de détection varie en fonction du temps (années et passages) :

$$\psi (cst + rveg + ecrab) \gamma (t) \varepsilon (t) p(t)$$

**Tableau VI.** Occupation estimée du Triton palmé *Lissotriton helveticus* de 2011 à 2019,  $\Psi$  occupation estimée ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\Psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,72	0,066	[0,596 ; 0,854]
2015	0,48	0,092	[0,301 ; 0,663]
2019	0,57	0,068	[0,439 ; 0,705]

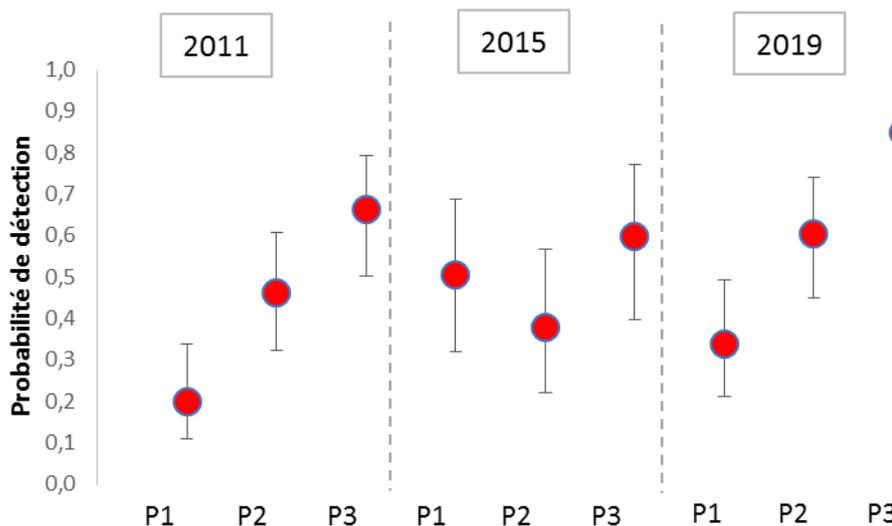
**D'après ces résultats, l'occupation du Triton palmé dans les mares de bordure du Marais poitevin a diminué entre 2011 et 2015 puis a légèrement réaugmenté entre 2015 et 2019 (Cf. Fig. 16). L'occupation de 2019 est légèrement inférieure à celle de 2011.** Cependant, il est nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres afin de préciser cette tendance car les intervalles de confiance se chevauchent.



**Figure 16.** Occupation estimée du Triton palmé dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

De 2011 à 2019, la probabilité de détection du Triton palmé varie au cours du temps, avec une augmentation progressive au cours des passages en 2011 et 2019, ou une baisse au deuxième passage en 2015. **La probabilité de détection moyenne est plus élevée en 2019 qu'en 2011 et 2015.** En 2019, la probabilité de détection varie entre 0,34 (SE=0,07) lors du premier passage, 0,61 (SE=0,08) lors du deuxième passage et 0,85 (SE=0,06) lors du troisième passage (Cf. Fig.17).



**Figure 17.** Variation temporelle des probabilités de détection du Triton palmé *Lissotriton helveticus* au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019.

- Tendence d'évolution

La tendance d'évolution du Triton palmé est estimée à partir des paramètres du meilleur modèle multi-saison (Cf. Tab. VII). Entre 2011 et 2015, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,39$ ) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ( $\gamma = 0,15$ ) et le taux de variation d'occupation ( $\lambda = 0,68$ ) est inférieur à 1 traduisant une diminution de l'occupation du Triton palmé. Entre 2015 et 2019, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,14$ ) est inférieure à la colonisation ( $\gamma = 0,31$ ), suggérant une augmentation de l'occupation.

**Tableau VII.** Tendence d'évolution du Triton palmé *Lissotriton helveticus*, d'après les paramètres du meilleur modèle multi-saison :  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0,1475	0,1354	0	0,4129
$\gamma_{2015-2019}$	0,3081	0,1063	0,0997	0,5165
$\epsilon_{2011-2015}$	0,3911	0,1073	0,1808	0,6013
$\epsilon_{2015-2019}$	0,1447	0,0748	0	0,2912
$\lambda_{2011-2015}$	0,6823	0,1478	0,3927	0,9719
$\lambda_{2015-2019}$	1,2438	0,2660	0,7224	1,7652

L'occupation estimée en 2019 ( $\psi_{2019}=0,57$ ) reste inférieure à celle observée en 2011 ( $\psi_{2011}=0,72$ ), alors que la probabilité de détection est meilleure cette dernière année. **Les paramètres estimés tendent donc à montrer une diminution de l'occupation du Triton palmé sur les mares de bordure du Marais Poitevin.**

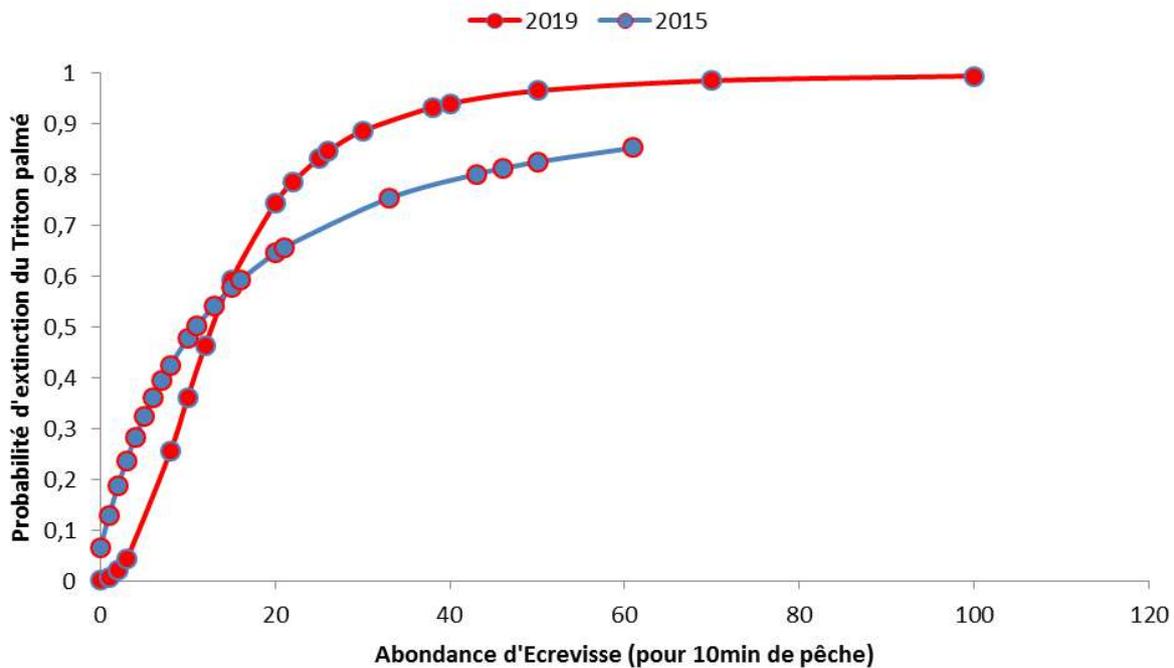
- Influence de l'écrevisse sur la probabilité d'extinction

D'après les modèles multi-saison testés, l'abondance des Ecrevisses de Louisiane influence l'occupation du Triton palmé. Cette influence peut être évaluée avec le modèle multi-saison suivant :  $\psi(\text{cst} + \text{rveg} + \text{ecrab}) \gamma(\text{cst}) \epsilon(\text{t x ecrab}) \text{p}(\text{t})$

Ce modèle n'a pas été retenu pour évaluer la tendance du Triton palmé car certains paramètres étaient instables, mais il permet d'illustrer l'effet de l'abondance de l'Ecrevisse de Louisiane sur le Triton palmé.

Dans ce modèle, l'extinction locale varie en fonction de l'interaction entre le temps (année) et l'abondance d'écrevisses (effet multiplicatif). L'extinction locale correspond à la probabilité que le Triton palmé disparaisse d'une mare. Ainsi, l'extinction locale entre 2011 et 2015 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2015 et l'extinction locale entre 2015 et 2019 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2019.

La probabilité d'extinction locale du Triton palmé augmente avec l'abondance d'Ecrevisses de Louisiane en 2015 et en 2019 (Cf. Fig. 18). Elle augmente à plus de 50% à partir de 10 écrevisses pêchées (pour 10 minutes de pêche). En 2019, la probabilité d'extinction atteint quasiment 100% à partir de 50 écrevisses alors qu'en 2015, la probabilité d'extinction était de 80% pour un même nombre d'écrevisses. Cela suggère un effet plus important de l'écrevisse sur le Triton palmé en 2019 qu'en 2015 qui pourrait s'expliquer par l'ancienneté de la présence de l'écrevisse dans les mares.

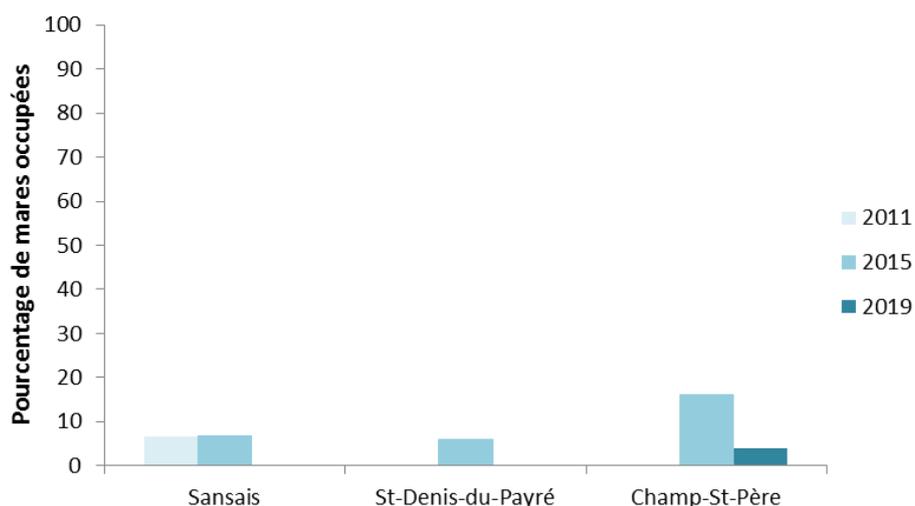


**Figure 18.** Probabilité d'extinction du Triton palmé dans une mare en fonction de l'abondance d'Ecrevisses de Louisiane.

#### d) Le Crapaud épineux *Bufo spinosus*

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, le Crapaud épineux n'a été observé que sur une seule mare bocagère parmi les 71 étudiées ; cette mare était déjà occupée par l'espèce en 2015. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 7 mares occupées en 2015. En 2019, le Crapaud épineux n'a donc été observé que sur 4% des mares du secteur de Champ-St-Père (Cf. Fig.19).



**Figure 19.** Pourcentage de mares occupées par le Crapaud épineux en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

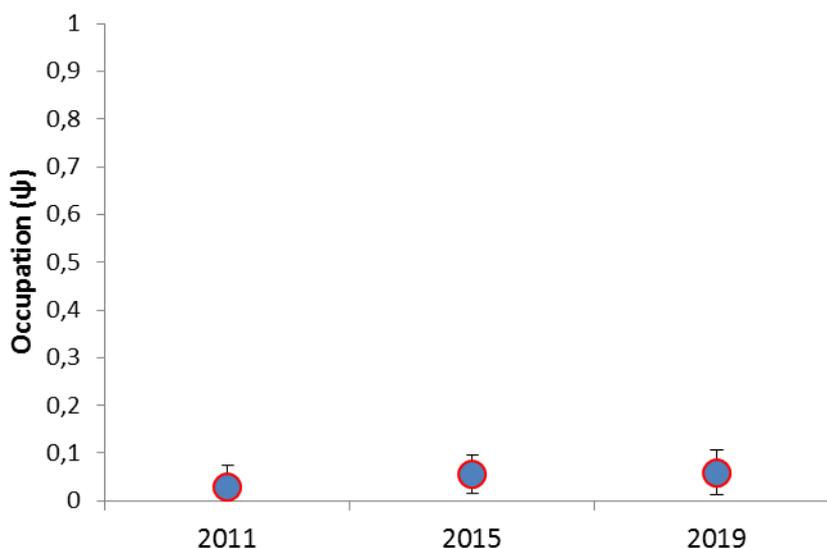
- Occupation

L'occupation du Crapaud épineux de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection de l'espèce par une modélisation multi-saison (Cf. Tab. VIII). Le faible nombre de données concernant le Crapaud épineux, notamment 1 seule donnée en 2019, ne permet pas d'utiliser des modèles avec les variables de l'environnement, le modèle constant a donc été utilisé :  $\psi$  (cst)  $\gamma$  (cst)  $\varepsilon$  (cst)  $p$ (cst)

**Tableau VIII.** Occupation estimée du Crapaud épineux *Bufo spinosus* de 2011 à 2019,  $\Psi$  occupation estimée ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\Psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,03	0,022	[0,000 ; 0,075]
2015	0,05	0,020	[0,015 ; 0,095]
2019	0,06	0,024	[0,012 ; 0,107]

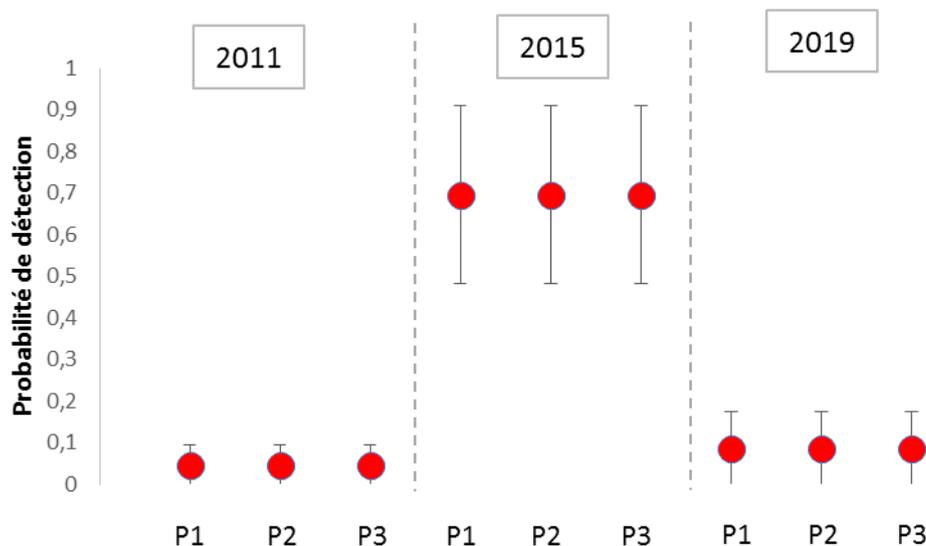
**D'après ces résultats, l'occupation du Crapaud épineux dans les mares de bordure du Marais poitevin serait stable entre 2011 et 2019 (Cf. Fig. 20). Cependant, le nombre insuffisant de données ne permet pas d'obtenir des estimations robustes.**



**Figure 20.** Occupation estimée du Crapaud épineux dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

La probabilité de détection du Crapaud épineux est constante au cours des passages mais très variable selon les années, de 0,04 (SE=0,04) en 2011 à 0,70 (SE=0,10) en 2015. Les probabilités de détection sont très faibles en 2015 et 2019. **La probabilité de détection est difficilement estimée, liée au faible nombre de mares où l'espèce est présente.** En 2019, la probabilité de détection est constante au cours des passages, de 0,09 (SE=0,11) (Cf. Fig.21).



**Figure 21.** Variation temporelle des probabilités de détection du Crapaud épineux *Bufo spinosus* au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019.

- Tendence d'évolution

La tendance d'évolution du Crapaud épineux est estimée à partir des paramètres du modèle multi-saison constant (Cf. Tab. IX). Entre 2011 et 2019, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,76$ ) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ( $\gamma = 0,05$ ) suggérant une diminution de l'occupation du Crapaud épineux. Les données sont insuffisantes pour calculer les taux de variation d'occupation.

**Tableau IX.** Tendence d'évolution du Crapaud épineux *Bufo spinosus*, d'après les paramètres du meilleur modèle multi-saison :  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0,0488	0,0200	0,0095	0,0880
$\gamma_{2015-2019}$	0,0488	0,0200	0,0095	0,0880
$\epsilon_{2011-2015}$	0,7596	0,1509	0,4638	1,0000
$\epsilon_{2015-2019}$	0,7596	0,1509	0,4638	1,0000
$\lambda_{2011-2015}$	données insuffisantes			
$\lambda_{2015-2019}$	données insuffisantes			

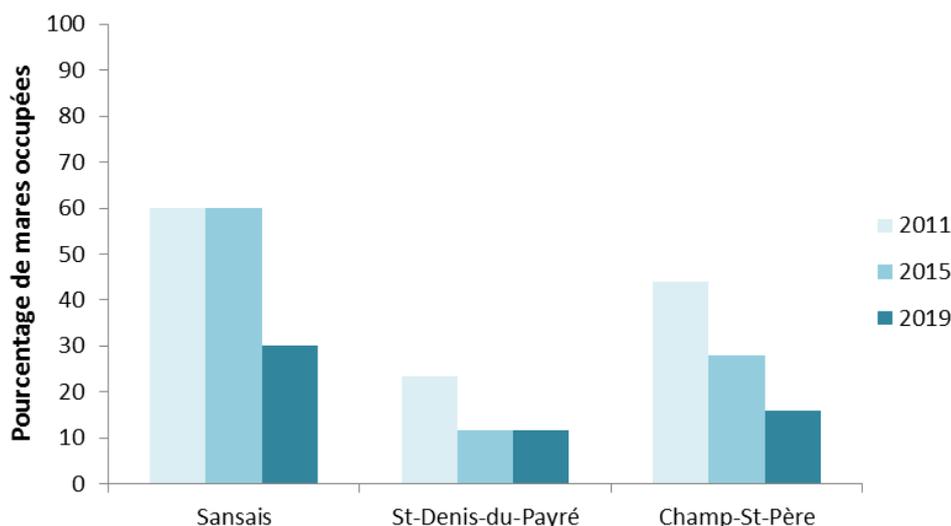
Les occupations estimées en 2011 ( $\psi = 0,03$ ), 2015 ( $\psi = 0,05$ ) et 2019 ( $\psi = 0,06$ ) sont proches suggérant peu de variation de l'occupation du Crapaud épineux. La probabilité de détection est très variable et très faible en 2011 et 2019. **Le manque de données concernant le Crapaud épineux pourrait s'expliquer, d'une part par la présence très localisée de l'espèce dans les habitats étudiés, et d'autre part par un problème de détectabilité lié à la phénologie.**

**Les paramètres estimés ne permettent pas de dégager une tendance concernant l'occupation du Crapaud épineux sur les mares de bordure du Marais poitevin.**

### e) La Rainette verte *Hyla arborea*

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, la Rainette verte a été observée sur 15 des 71 mares bocagères étudiées qui étaient toutes précédemment occupées par l'espèce (10 mares occupées chaque année). En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 25 mares occupées précédemment. En 2019, la Rainette verte occupe 30% des mares du secteur de Sansais, 12% à St-Denis-du-Payré et 16% à Champ-St-Père (Cf. Fig.22).



**Figure 22.** Pourcentage de mares occupées par la Rainette verte en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

- Occupation

L'occupation de la Rainette verte de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection de l'espèce et les variables de l'environnement, par une modélisation multi-saison (Cf. Tab. X). Le meilleur modèle pour la Rainette verte est celui où l'occupation initiale varie en fonction du recouvrement en hydrophytes enracinés, de l'utilisation de la mare, de l'épaisseur du fond et de la longueur de la mare ; la colonisation est constante ; l'extinction varie en fonction de l'interaction entre le temps (années) et l'abondance d'écrevisses ; la probabilité de détection varie en fonction du temps (années et passages) :

$\psi$  (cst + hyde + uti + epais + long)  $\gamma$  (cst)  $\varepsilon$  (t x ecrab)  $p(t)$

**Tableau X.** Occupation estimée de la Rainette verte *Hyla arborea* de 2011 à 2019,  $\Psi$  occupation estimée; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\Psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,61	0,092	[0,454 ; 0,762]
2015	0,38	0,098	[0,192 ; 0,575]
2019	0,23	0,083	[0,066 ; 0,392]

D'après ces résultats, l'occupation de la Rainette verte a diminué entre 2011 et 2019 dans les mares de bordure du Marais poitevin (Cf. Fig.23). Les intervalles de confiance de 2011 et 2019 ne se chevauchent pas, suggérant une tendance à la baisse de l'occupation.

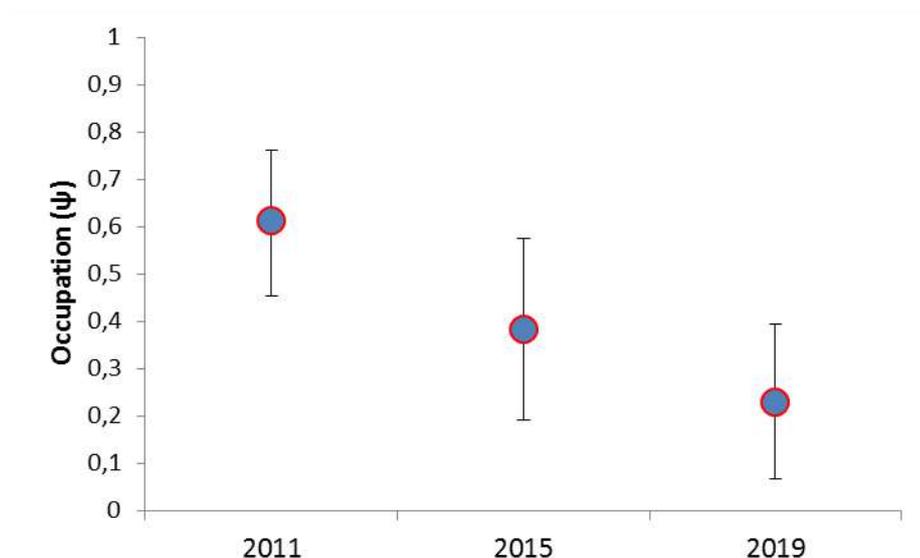


Figure 11. Occupation estimée de la Rainette verte dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

La probabilité de détection de la Rainette verte varie au cours du temps en 2011 alors qu'elle est constante en 2015, avec 0,70 (SE=0,05) et 2019, avec 0,58 (SE=0,08) (Cf. Fig.24). **La probabilité de détection moyenne en 2019 est intermédiaire, plus élevée qu'en 2011 mais moins importante qu'en 2015.**

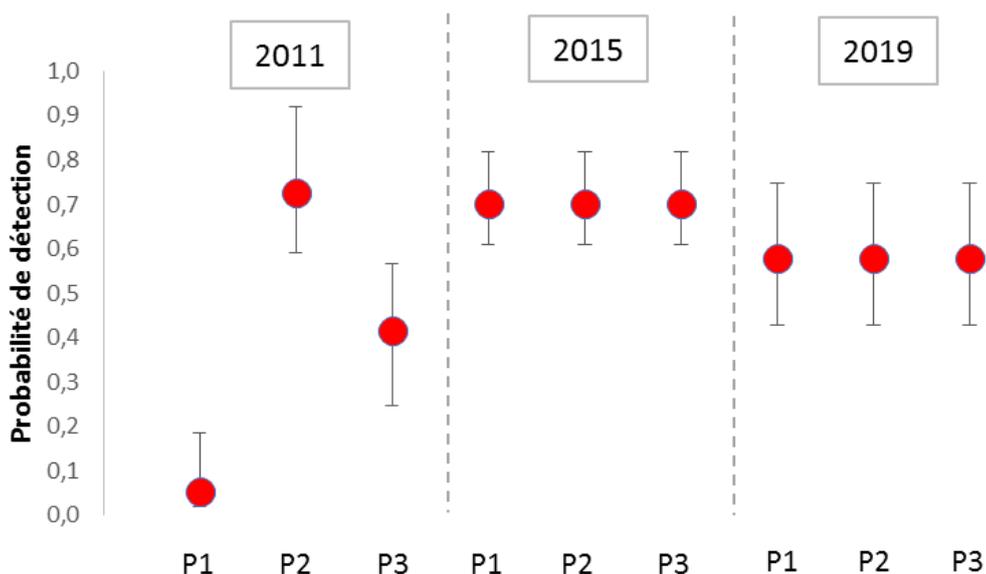


Figure 24. Variation temporelle des probabilités de détection de la Rainette verte *Hyla arborea* au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019

- Tendance d'évolution

La tendance d'évolution de la Rainette verte est estimée à partir des paramètres du meilleur modèle multi-saison (Cf. Tab. XI). Entre 2011 et 2015 puis entre 2015 et 2019, la colonisation de nouveaux sites est nulle ( $\gamma = 0$ ), alors que l'extinction locale estimée atteint respectivement 0,38 et 0,41. Le taux de variation d'occupation est inférieur à 1 traduisant une diminution de l'occupation de la Rainette verte entre 2011 et 2015 ( $\lambda = 0,61$ ) puis entre 2015 et 2019 ( $\lambda = 0,60$ ). La diminution de l'occupation semble constante entre 2011 et 2015 puis entre 2015 et 2019 car les paramètres estimés pour ces deux périodes sont proches.

**Tableau XI.** Tendance d'évolution de la Rainette verte *Hyla arborea*, d'après les paramètres du meilleur modèle multi-saison :  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0	0	0	0
$\gamma_{2015-2019}$	0	0	0	0
$\epsilon_{2011-2015}$	0,3848	0,1029	0,1831	0,5806
$\epsilon_{2015-2019}$	0,4147	0,1481	0,1243	0,6981
$\lambda_{2011-2015}$	0,6134	0,1031	0,4113	0,8155
$\lambda_{2015-2019}$	0,5992	0,1481	0,3089	0,8896

Les paramètres d'évolution sont en adéquation avec l'occupation estimée en 2019 ( $\psi_{2019}=0,23$ ), bien inférieure à celle estimée en 2011 ( $\psi_{2011}=0,61$ ). La probabilité de détection est assez faible en 2011, pouvant induire un biais dans l'occupation estimée de cette première année, cependant elle est plus élevée en 2015 et 2019 suggérant une bonne estimation de la tendance pour cette période.

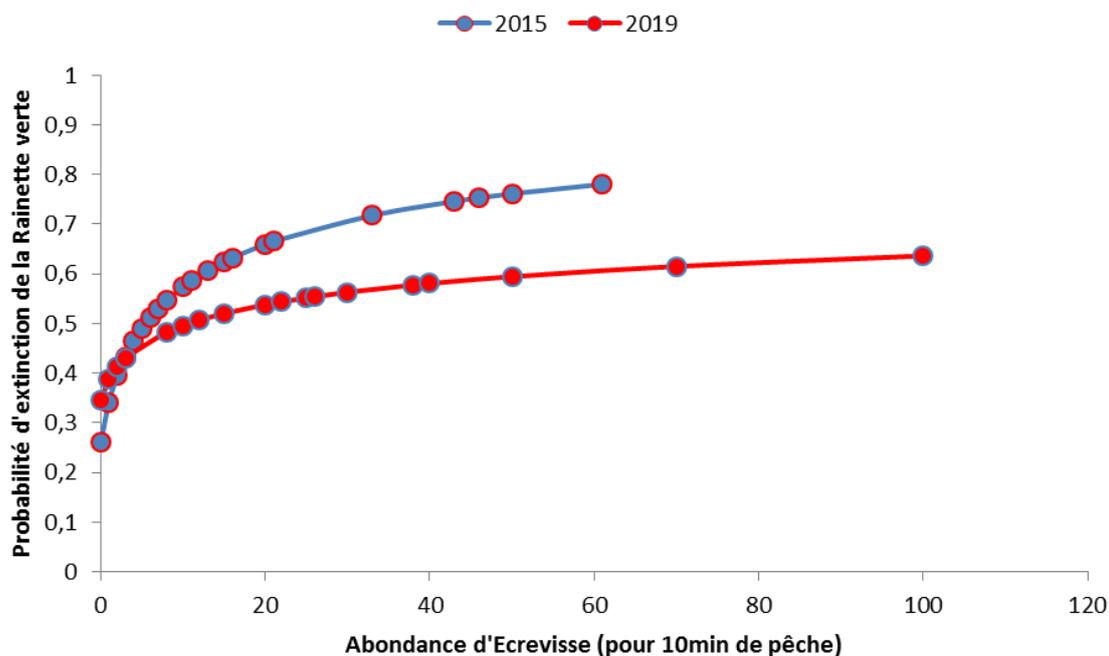
**Les paramètres estimés tendent donc à montrer une raréfaction de la Rainette verte sur les mares de bordure du Marais poitevin.**

- Influence de l'écrevisse sur la probabilité d'extinction

D'après le modèle multi-saison retenu, l'abondance des Ecrevisses de Louisiane influence l'occupation de la Rainette verte dans les mares de bordure du Marais poitevin.

Dans ce modèle, l'extinction locale varie en fonction de l'interaction entre le temps (année) et l'abondance d'écrevisses (effet multiplicatif). L'extinction locale correspond à la probabilité que la Rainette verte disparaisse d'une mare. Ainsi, l'extinction locale entre 2011 et 2015 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2015 et l'extinction locale entre 2015 et 2019 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2019.

La probabilité d'extinction locale de la Rainette verte augmente avec l'abondance d'Ecrevisses de Louisiane en 2015 et en 2019 (Cf. Fig.25). La probabilité d'extinction atteint environ 75% en 2015 et 60% en 2019 pour 50 écrevisses pêchées. Cela suggère un effet plus important de l'écrevisse sur la Rainette verte en 2015 qu'en 2019, mais cela pourrait être dû à la diminution de l'occupation de l'espèce.

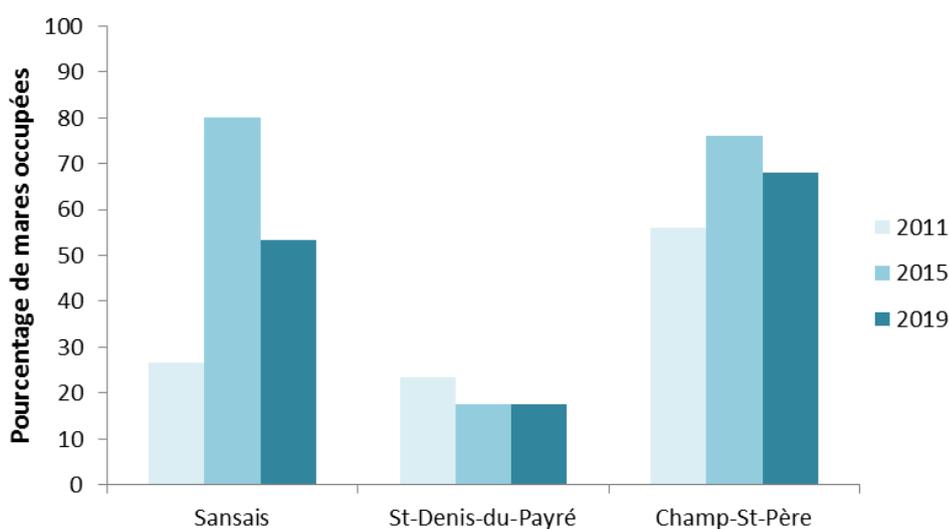


**Figure 25.** Probabilité d’extinction de la Rainette verte dans une mare en fonction de l’abondance d’Ecrevisses de Louisiane.

#### f) La Grenouille agile *Rana dalmatina*

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, la Grenouille agile a été observée sur 35 des 71 mares bocagères étudiées, dont 31 mares occupées précédemment par l’espèce (15 mares occupées chaque année) et 4 mares nouvellement occupées en 2019. En revanche, l’espèce n’a pas été retrouvée sur 19 mares occupées précédemment. En 2019, la Grenouille agile occupe 53% des mares de Sansais, 18% des mares de St-Denis-du-Payré et 68% des mares de Champ-St-Père (Cf. Fig. 26).



**Figure 26.** Pourcentage de mares occupées par la Grenouille agile en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

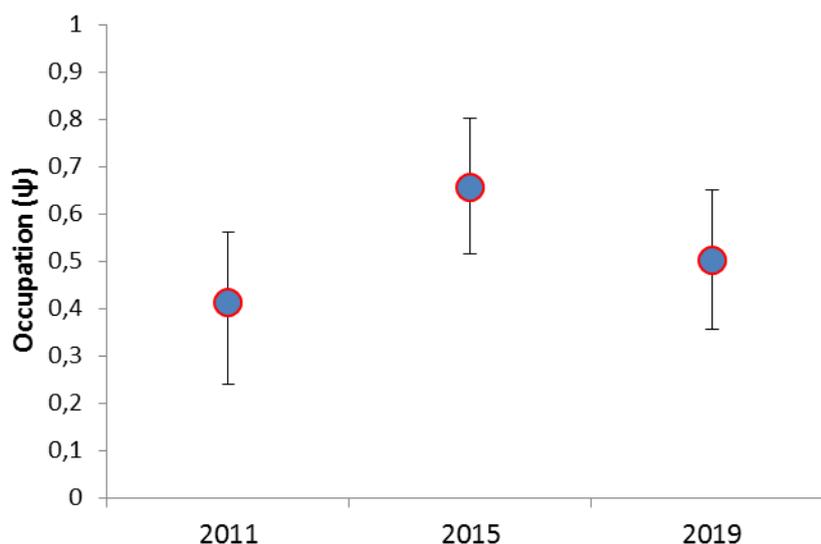
- Occupation

L'occupation de la Grenouille agile de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection de l'espèce et les variables de l'environnement, par une modélisation multi-saison (Cf. Tab.XII). Le meilleur modèle pour la Grenouille agile est celui où l'occupation initiale varie en fonction du recouvrement de la végétation aquatique ; la colonisation varie en fonction du temps (années) ; l'extinction varie en fonction de l'interaction entre le temps (années) et l'abondance d'écrevisses ; la probabilité de détection varie en fonction du temps (années et passages) :  $\psi (cst + rveg) \gamma (t) \varepsilon (t \times ecrab) p(t)$

**Tableau XII.** Occupation estimée de la Grenouille agile *Rana dalmatina* de 2011 à 2019,  $\Psi$  occupation estimée ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\Psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,41	0,088	[0,241 ; 0,587]
2015	0,65	0,071	[0,516 ; 0,793]
2019	0,50	0,075	[0,356 ; 0,650]

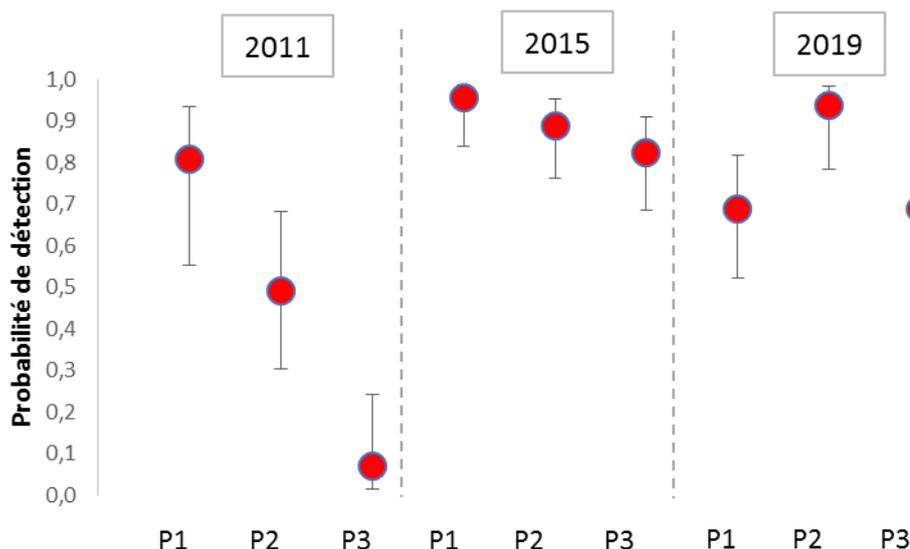
**D'après ces résultats, l'occupation de la Grenouille agile dans les mares de bordure du Marais poitevin a augmenté entre 2011 et 2015 puis a diminué entre 2015 et 2019 (Cf. Fig.27). L'occupation de 2019 est légèrement supérieure à celle de 2011.** Cependant, il est nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres afin de préciser cette tendance car les intervalles de confiance se chevauchent.



**Figure 27.** Occupation estimée de la Grenouille agile dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

De 2011 à 2019, la probabilité de détection de la Grenouille agile varie au cours du temps. Elle diminue fortement au cours des passages en 2011 alors qu'elle fluctue moins en 2015 et 2019. L'amélioration de la probabilité de détection est certainement due à une adaptation du protocole en 2015, avec 3 passages réalisés sur une période plus réduite, qui permet de mieux détecter cette espèce à reproduction précoce. En 2019, la probabilité de détection varie entre 0,69 (SE=0,08) lors des premier et troisième passages et 0,94 (SE=0,04) lors du deuxième passage (Cf. Fig.28).



**Figure 28.** Variation temporelle des probabilités de détection de la Grenouille agile *Rana dalmatina* au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019.

- Tendance d'évolution

La tendance d'évolution de la Grenouille agile est estimée à partir des paramètres du meilleur modèle multi-saison (Cf. Tab. XIII). Entre 2011 et 2015, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,14$ ) est très inférieure à la colonisation de nouveaux sites ( $\gamma = 0,52$ ) et le taux de variation d'occupation ( $\lambda = 1,74$ ) est bien supérieur à 1 traduisant une augmentation de l'occupation de la Grenouille agile. Entre 2015 et 2019, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,32$ ) est supérieure à la colonisation ( $\gamma = 0,17$ ) et le taux de variation d'occupation ( $\gamma = 0,76$ ) est inférieur à 1, suggérant une diminution de l'occupation.

**Tableau XIII.** Tendance d'évolution de la Grenouille agile *Rana dalmatina*, d'après les paramètres du meilleur modèle multi-saison :  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0,5173	0,0804	0,3598	0,6748
$\gamma_{2015-2019}$	0,1676	0,0768	0,0170	0,3182
$\epsilon_{2011-2015}$	0,1422	0,0868	0,0030	0,3120
$\epsilon_{2015-2019}$	0,3263	0,0907	0,1485	0,5032
$\lambda_{2011-2015}$	1,7446	0,4378	0,8864	2,6027
$\lambda_{2015-2019}$	0,7647	0,1055	0,5579	0,9715

L'occupation estimée en 2019 ( $\psi_{2019}=0,50$ ) est légèrement supérieure à celle de 2011 ( $\psi_{2011}=0,41$ ), mais la probabilité de détection a été améliorée en 2019 et l'occupation estimée en 2011 pourrait être biaisée par la probabilité de détection plus faible. Cependant, l'occupation était plus importante en 2015, suggérant une forte variabilité dans la reproduction de cette espèce en fonction des années.

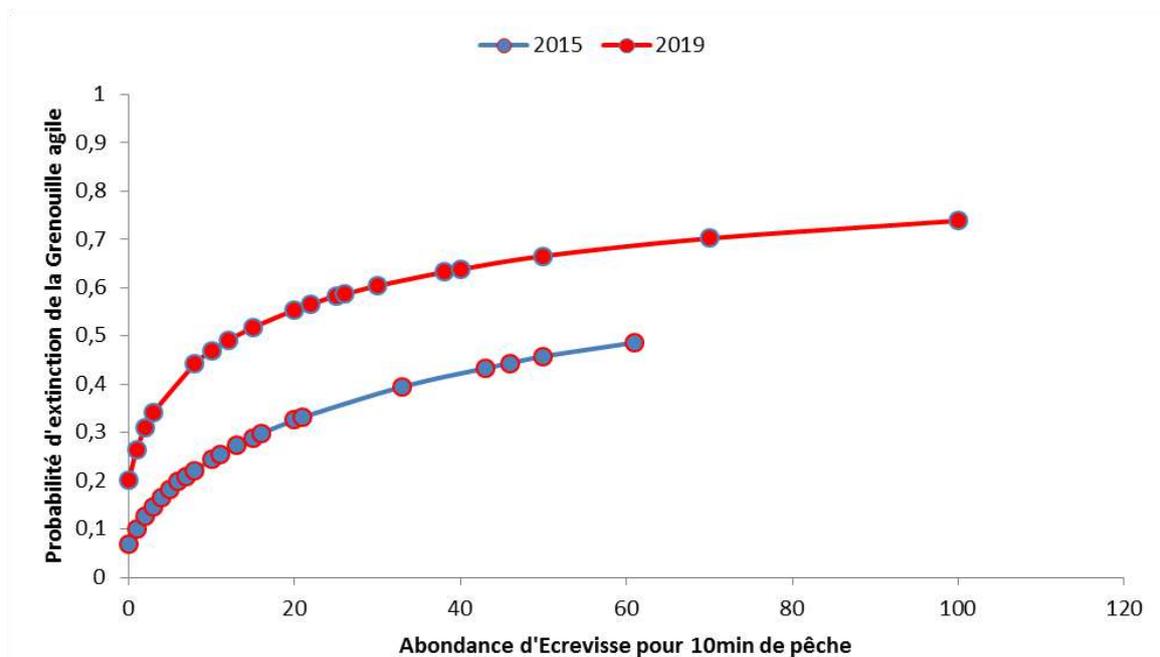
**Les paramètres estimés tendent donc à montrer une fluctuation de l'occupation de la Grenouille agile, sans tendance nette, sur les mares de bordure du Marais poitevin.**

- Influence de l'écrevisse sur la probabilité d'extinction

D'après le modèle multi-saison retenu, l'abondance des Ecrevisses de Louisiane influence l'occupation de la Grenouille agile dans les mares de bordure du Marais poitevin.

Dans ce modèle, l'extinction locale varie en fonction de l'interaction entre le temps (année) et l'abondance d'écrevisses (effet multiplicatif). L'extinction locale correspond à la probabilité que la Grenouille agile disparaisse d'une mare. Ainsi, l'extinction locale entre 2011 et 2015 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2015 et l'extinction locale entre 2015 et 2019 varie en fonction de l'abondance d'écrevisses en 2019.

La probabilité d'extinction locale de la Grenouille agile augmente avec l'abondance d'Ecrevisses de Louisiane en 2015 et en 2019 (Cf. Fig. 29). La probabilité d'extinction atteint environ 45% en 2015 et 65% en 2019 pour 50 écrevisses pêchées. Cela suggère un effet plus important de l'écrevisse sur la Grenouille agile en 2019 qu'en 2015 qui pourrait s'expliquer par l'ancienneté de la présence de l'écrevisse dans les mares.

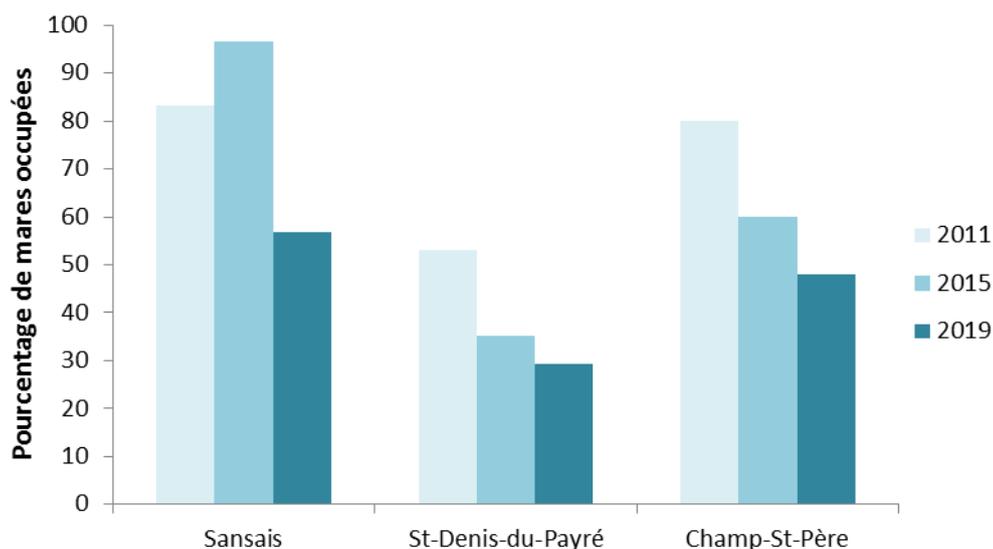


**Figure 29.** Probabilité d'extinction de la Grenouille agile dans une mare en fonction de l'abondance d'Ecrevisses de Louisiane.

### g) Les Grenouilles vertes *Pelophylax* sp.

- Pourcentage de mares occupées

Lors du suivi de 2019, les Grenouilles vertes ont été observées sur 34 des 71 mares bocagères étudiées, dont 32 mares occupées précédemment par l'espèce (22 mares occupées chaque année) et 2 mares nouvellement occupées en 2019. En revanche, l'espèce n'a pas été retrouvée sur 30 mares occupées précédemment. En 2019, les Grenouilles vertes ont été observées sur 57% des mares de Sansais, 29% à St-Denis-du-Payré et 48% à Champ-St-Père (Cf. Fig.30).



**Figure 30.** Pourcentage de mares occupées par les Grenouilles vertes en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011, 2015 et 2019.

- Occupation

L'occupation des Grenouilles vertes de 2011 à 2019 a été estimée en prenant en compte la probabilité de détection du taxon et les variables de l'environnement, par une modélisation multi-saison (Cf. Tab. XIV). Le meilleur modèle pour les Grenouilles vertes est celui où l'occupation initiale varie en fonction du recouvrement de la végétation aquatique ; la colonisation et l'extinction varient en fonction de l'interaction entre le temps (années) et le recouvrement de la végétation aquatique ; la probabilité de détection varie en fonction de la saison (passages) :

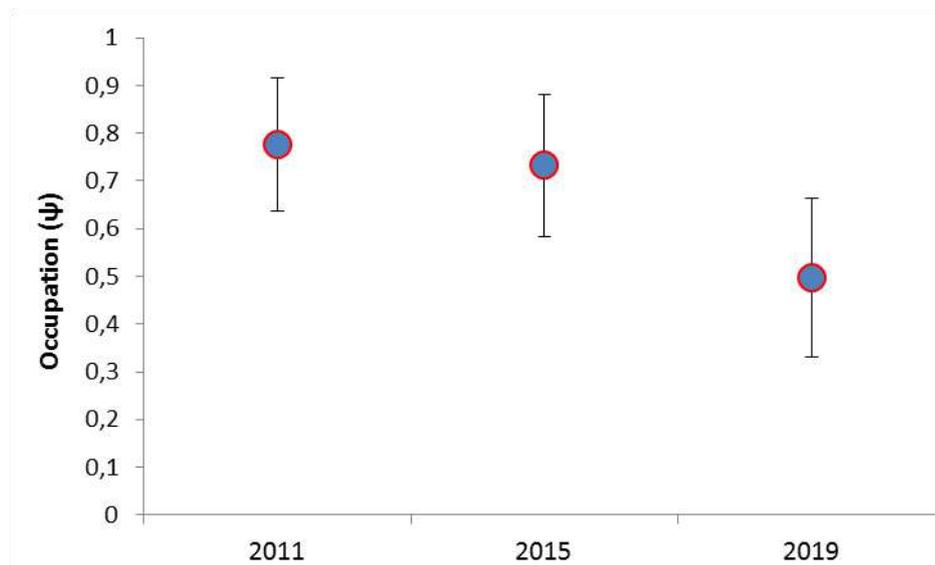
$\psi$  (cst + rveg)  $\gamma$  (t x rveg)  $\varepsilon$  (t x rveg) p (saison)

**Tableau XIV.** Occupation estimée des Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. de 2011 à 2019,

$\Psi$  occupation estimée ; ES : erreur standard ; intervalle de confiance à 95% [inf ; sup].

	$\psi$	ES	Intervalle à 95%
2011	0,78	0,072	[0,637 ; 0,915]
2015	0,73	0,076	[0,583 ; 0,881]
2019	0,50	0,085	[0,330 ; 0,662]

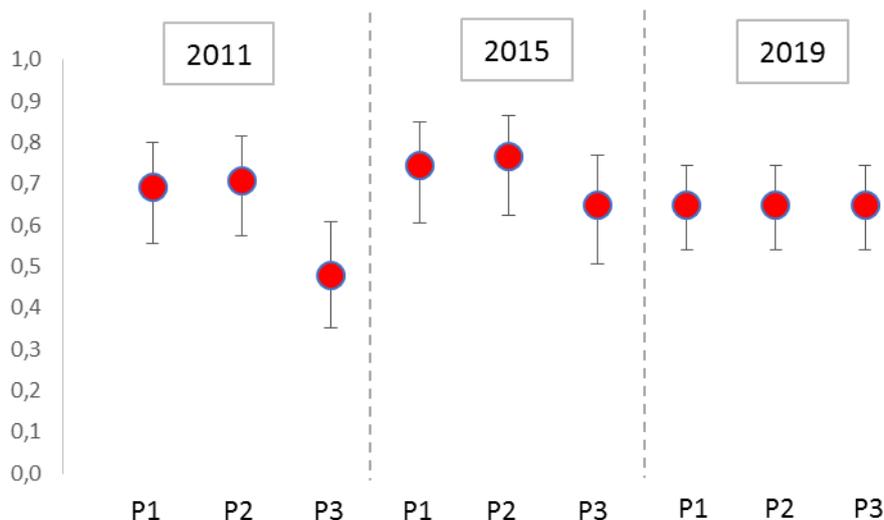
D'après ces résultats, l'occupation des Grenouilles vertes dans les mares de bordure du Marais poitevin est restée assez stable entre 2011 et 2015 puis a diminué entre 2015 et 2019 (Cf. Fig. 31). L'occupation de 2019 est bien inférieure à celle de 2011. Cependant, il est nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres afin de préciser cette tendance car les intervalles de confiance se chevauchent.



**Figure 31.** Occupation estimée des Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. dans les mares de bordure en 2011, 2015 et 2019.

- Probabilité de détection

De 2011 à 2019, la probabilité de détection des Grenouilles vertes est assez stable au cours des années et des passages. Elle varie de 0,70 à 0,48 en 2011 et de 0,76 à 0,65 en 2015. En 2019, la probabilité de détection est constante au cours des passages, de 0,65 (SE=0,05) (Cf. Fig.32).



**Figure 32.** Variation temporelle des probabilités de détection des Grenouilles vertes *Pelophylax* sp. au cours des 3 passages réalisés en 2011, 2015 et 2019.

- Tendance d'évolution

La tendance d'évolution des Grenouilles vertes est estimée à partir des paramètres du meilleur modèle multi-saison (Cf. Tab. XV). Entre 2011 et 2015, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,20$ ) est inférieure à la colonisation de nouveaux sites ( $\gamma = 0,48$ ) mais le taux de variation d'occupation ( $\lambda = 0,92$ ) est inférieur à 1. Ces paramètres semblent indiquer un maintien de l'occupation des Grenouilles vertes entre 2011 et 2015, mais avec un changement des mares occupées. Entre 2015 et 2019, l'extinction locale estimée ( $\epsilon = 0,49$ ) est légèrement supérieure à la colonisation ( $\gamma = 0,45$ ) mais le taux de variation d'occupation ( $\gamma = 0,66$ ) est bien inférieur à 1. Ces paramètres suggèrent également un changement des mares occupées mais avec une diminution globale de l'occupation entre 2015 et 2019.

**Tableau XV.** Résultat de l'occupation multiple-saison pour la Grenouille agile *Rana dalmatina*,  $\gamma$  colonisation ;  $\epsilon$  extinction ;  $\lambda$  taux de variation d'occupation.

Paramètres	Valeurs des paramètres estimés	Erreur-Standard	Intervalle de confiance inférieur à 95 %	Intervalle de confiance supérieur à 95 %
$\gamma_{2011-2015}$	0,4807	0,1700	0,1989	0,7584
$\gamma_{2015-2019}$	0,4583	0,1575	0,1496	0,7420
$\epsilon_{2011-2015}$	0,1977	0,0818	0,0504	0,3580
$\epsilon_{2015-2019}$	0,4905	0,0972	0,3054	0,6809
$\lambda_{2011-2015}$	0,9278	0,1121	0,7081	1,1477
$\lambda_{2015-2019}$	0,6644	0,1360	0,3978	0,9309

La probabilité de détection est similaire en 2015 et 2019, et l'occupation estimée de 2019 (0,50) inférieure à celle de 2015 (0,73) et 2011 (0,78).

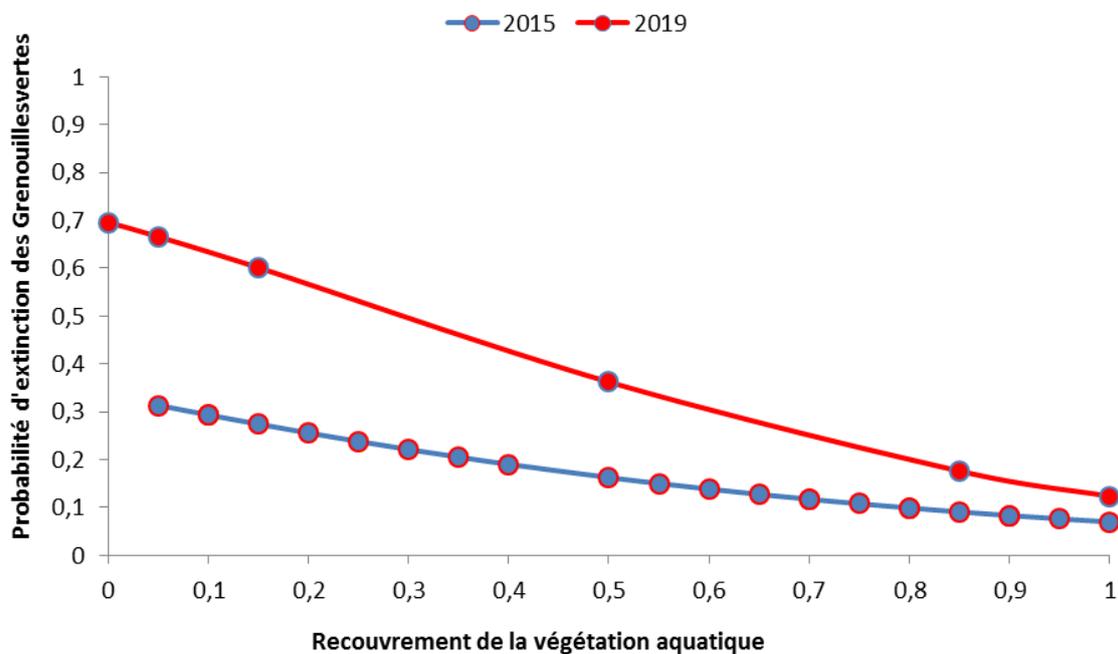
**Les paramètres estimés tendent donc à montrer une fluctuation de l'occupation des Grenouilles vertes, avec une tendance à la diminution sur les mares de bordure du Marais poitevin entre 2015 et 2019.**

- Influence de la végétation aquatique sur la probabilité d'extinction

D'après le modèle multi-saison retenu, le recouvrement de la végétation aquatique dans les mares de bordure du Marais poitevin influence fortement l'occupation des Grenouilles vertes. En effet, l'occupation initiale varie en fonction du recouvrement de la végétation aquatique en 2011 ; la colonisation et l'extinction locale entre 2011 et 2015 varient en fonction du recouvrement de la végétation en 2015 ; la colonisation et l'extinction locale entre 2015 et 2019 varie en fonction du recouvrement de la végétation en 2019. L'extinction locale correspond à la probabilité que la Grenouille verte disparaisse d'une mare.

La probabilité d'extinction locale des Grenouilles vertes diminue lorsque le recouvrement de la végétation aquatique augmente en 2015 comme en 2019 (Cf. Fig.33). La probabilité d'extinction est quasiment nulle lorsque la végétation aquatique recouvre plus de 80% de la

mare. A l'inverse, la probabilité d'extinction est plus élevée, jusqu'à 30% en 2015 et 70% en 2019 lorsqu'il n'y a aucune végétation aquatique.



**Figure 33.** Probabilité d'extinction des Grenouilles vertes dans une mare en fonction du recouvrement de la végétation aquatique.

## h) Bilan synthétique

D'après les analyses de l'occupation réalisées, les tendances des populations d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin sont résumées dans le tableau suivant.

**Tableau XVI.** Résumé des tendances d'occupation des taxons d'Amphibiens dans le Marais poitevin entre 2011 et 2019.

Taxons	Tendance d'occupation 2011-2015	Tendance d'occupation 2015-2019	Tendance d'occupation 2011-2019
<b>Salamandre tachetée</b> <i>Salamandra salamandra</i>	?	?	?
<b>Triton marbré</b> <i>Triturus marmoratus</i>	↓	↑	=
<b>Triton palmé</b> <i>Lissotriton helveticus</i>	↓	↑	↓
<b>Crapaud épineux</b> <i>Bufo spinosus</i>	?	?	?
<b>Rainette verte</b> <i>Hyla arborea</i>	↓	↓	↓
<b>Grenouille agile</b> <i>Rana dalmatina</i>	↑	↓	=
<b>Grenouille « verte »</b> <i>Pelophylax sp.</i>	=	↓	↓

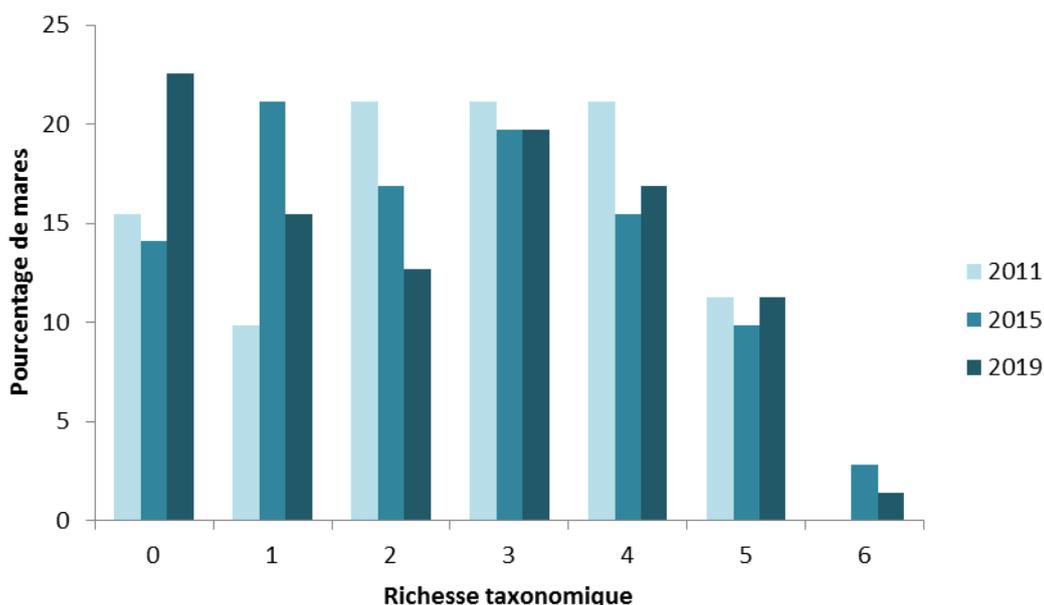
## 5.2) Richesse taxinomique

### a) Richesse taxinomique par mare

Concernant les analyses de la richesse taxinomique, les 72 mares étudiées ont été utilisées pour comparer la distribution des espèces entre 2011 et 2019.

La richesse taxinomique moyenne en Amphibien dans les mares de bordure du Marais poitevin est de 2,56 espèces (écart-type = 1,58) en 2011 ; 2,42 espèces (écart-type = 1,67) en 2015 et 2,32 (écart-type = 1,76) en 2019. Les richesses taxinomiques par mares ne sont pas significativement différentes entre les années ( $p > 0,05$ ).

Le nombre d'habitats suivis avec une richesse en Amphibien inférieure ou égale à 1 taxon est respectivement de 25% en 2011 ; 35% en 2015 et 38% en 2019 (Cf. Fig.34). On constate une évolution entre 2011 et 2019, avec une augmentation du pourcentage de mares avec 0 ou 1 espèce et une diminution du pourcentage de mares avec 2 espèces.



**Figure 34.** Pourcentage de mares en fonction de leur richesse taxinomique.

## b) Richesse taxonomique par secteur

Une variabilité de la richesse taxonomique est observée entre les secteurs de Sansais, St-Denis-du-Payré et de Champ-Saint-Père (Cf. Fig. 35). A Sansais, la richesse taxonomique de 2,7 taxons/mare en 2019, est équivalente à celle de 2011 et inférieure à celle de 2015. La richesse taxonomique par mare est plus faible à St-Denis-du-Payré, avec 1,2 taxon/mare en 2019, intermédiaire entre 2011 et 2015. A Champ-St-Père, la richesse taxonomique par mare est de 2,6 taxons/mare en 2019, intermédiaire entre celle de 2011 et 2015. Pour chacun des trois secteurs, la richesse taxonomique n'est pas significativement différente entre les années (Sansais :  $p=0,5179$  ; St-Denis-du-Payré :  $p=0,3726$  ; Champ-St-Père :  $p=0,5140$ ).

En 2019, la richesse taxonomique est significativement différente entre les secteurs (test de Kruskal-Wallis :  $H=8,47$  ;  $p<0,05$ ). La richesse taxonomique du secteur de St-Denis-du-Payré est significativement différente de celles des secteurs de Sansais (test de Mann-Whitney :  $p=0,0095$ ) et de Champ-St-Père (test de Mann-Whitney :  $p=0,0062$ ). Elle n'est pas significativement différente entre Sansais et Champ-St-Père (test de Mann-Whitney :  $p=0,8704$ ). On peut considérer que la richesse taxonomique sur le secteur de Saint-Denis-du-Payré est deux fois moins élevée que celle mesurée sur les autres secteurs.

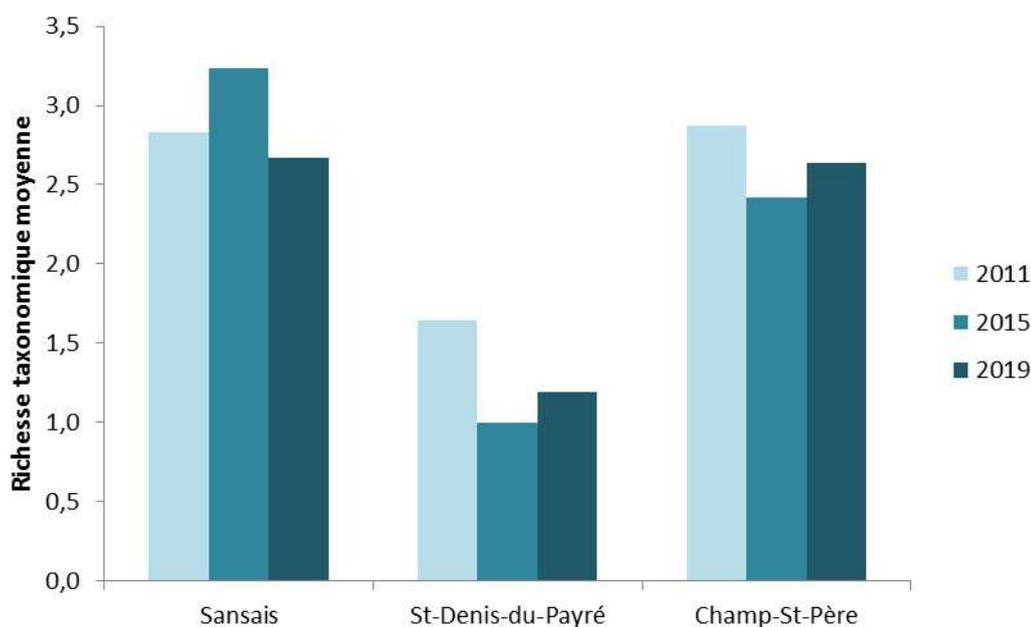


Figure 35. Présentation de la richesse spécifique par secteurs en 2011, 2015 et 2019.

## c) Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle

La richesse taxonomique moyenne a été modélisée pour l'année 2019 (Cf. Tab. XVII). Les modèles retenus sont ceux pour lesquels la richesse taxonomique estimée varie en fonction de la structure de la végétation aquatique (typeveg), du recouvrement de la végétation aquatique (rveg) ou de l'abondance d'écrevisses de Louisiane (ecrab).

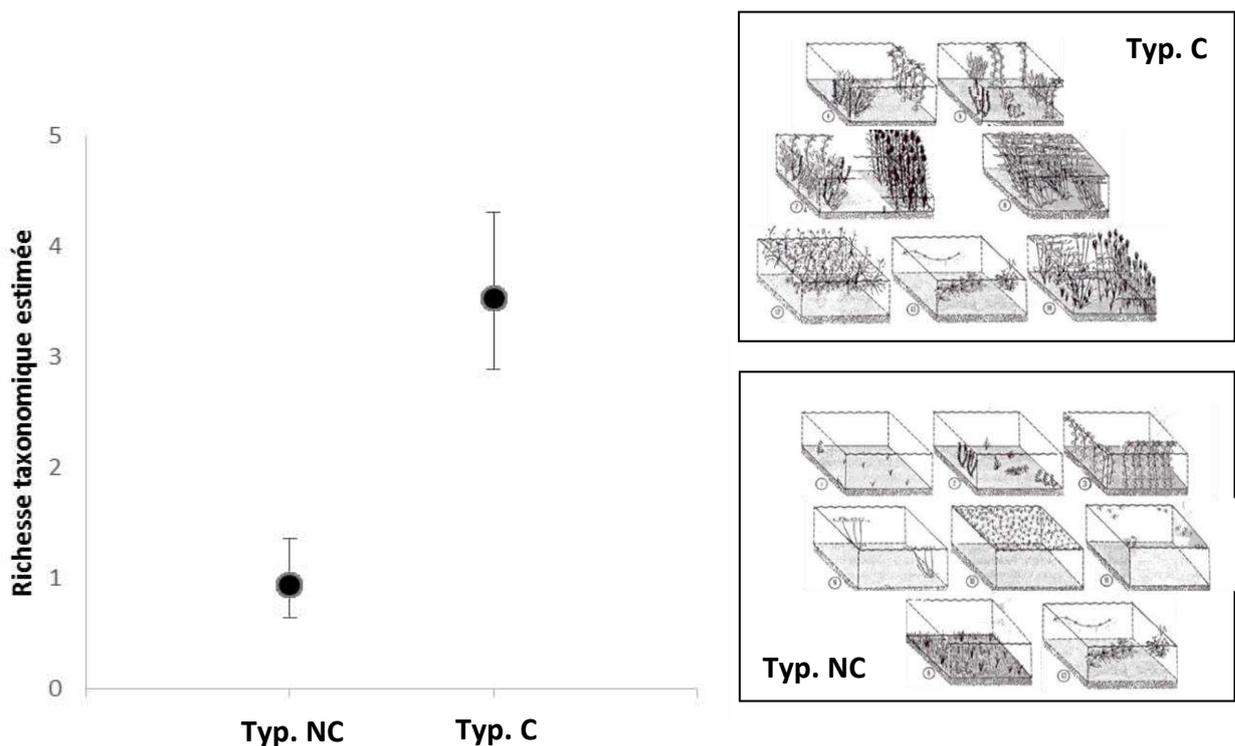
**Tableau XVII.** Modèles sélectionnés pour modéliser la richesse taxonomique par mare en 2019 (méthode de Royle).

Modèles	AIC	deltaAIC	AIC wgt
Lambda (cst x typeveg), r(t)	518,69	0	0,9906
Lambda (cst x typeveg), r(cst)	528,08	9,39	0,0091
Lambda (cst x rveg), r(t)	534,85	16,16	0,0003
Lambda (cst x rveg), r(cst)	544,61	25,92	0,0000
Lambda (cst x ecrab), r(t)	544,84	26,15	0,0000
Lambda (cst x ecrab), r(cst)	544,97	36,28	0,0000

- **Structure de la végétation aquatique**

L'influence de la structure de la végétation aquatique sur la richesse taxonomique estimée est caractérisée avec le modèle : Lambda (cst x typeveg), r(t).

Le type de macrophytes est synthétisé en 2 classes « complexe » et « non complexe », pour caractériser la structure de la végétation aquatique. La richesse taxonomique estimée est plus élevée lorsque la structure de la végétation aquatique est complexe (Cf. Fig.36). Elle est de 0,92 taxon pour une mare à végétation non complexe alors qu'elle atteint 3,53 taxons pour une mare à végétation complexe.

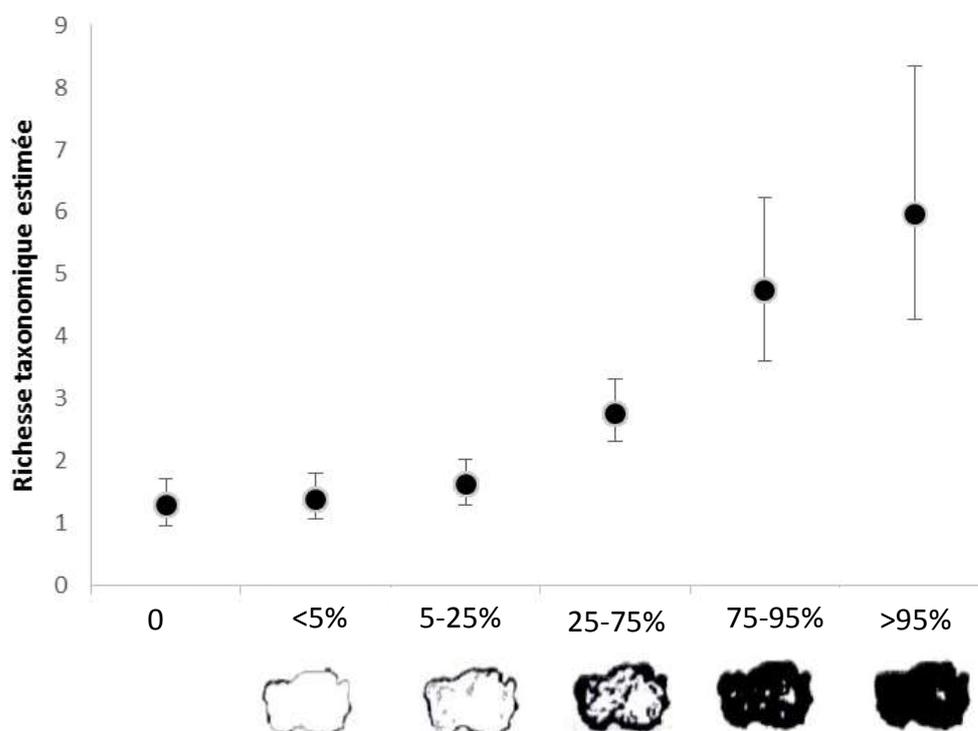


**Figure 36.** Richesse taxonomique par mare estimée en fonction de la complexité de la végétation aquatique : Typ. NC = non complexe ; Typ. C = complexe (illustrations, Lachavanne et al., 1995).

- **Recouvrement de la végétation aquatique**

L'influence du recouvrement de la végétation aquatique sur la richesse taxonomique estimée est caractérisée avec le modèle :  $\Lambda(\text{cst} \times \text{rveg}), r(t)$ .

La richesse taxonomique estimée augmente avec le recouvrement de la végétation aquatique (Cf. Fig.37). Un faible recouvrement de la végétation aquatique (<25%) correspond à une richesse estimée inférieure à 2 taxons. Un recouvrement intermédiaire (25-75%) correspond à une richesse de 2 à 3 taxons d'Amphibiens. La richesse taxonomique estimée augmente à 4 taxons ou plus à partir de 75% de recouvrement de la végétation aquatique.

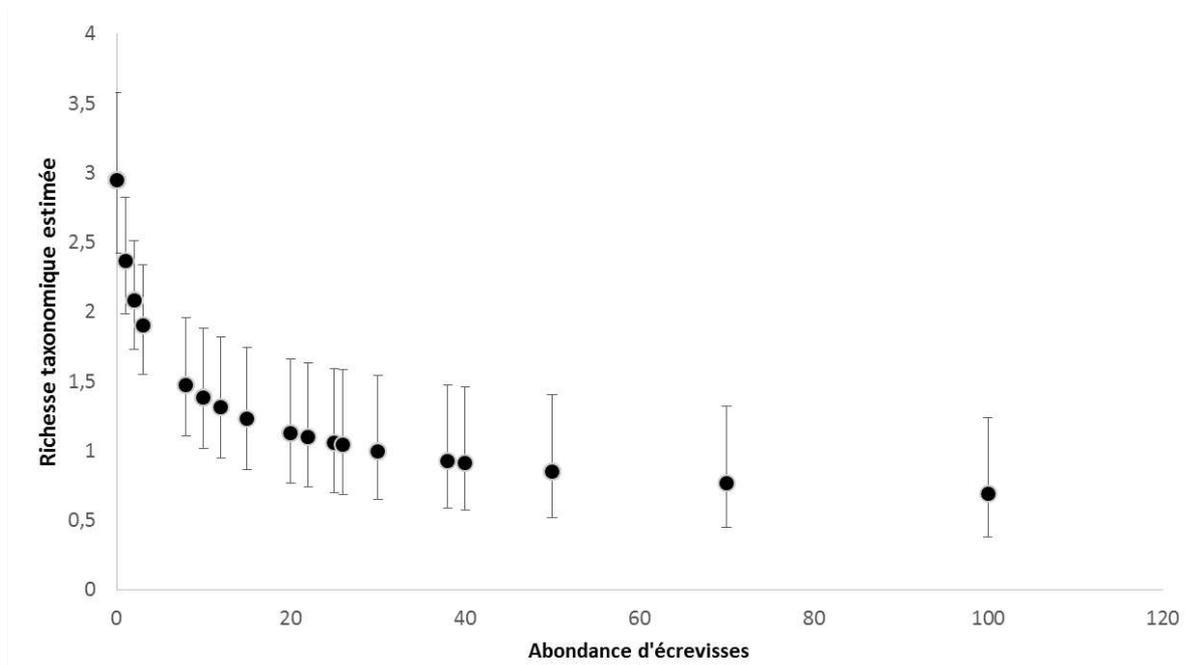


**Figure 37.** Richesse taxonomique estimée en fonction du recouvrement de la végétation aquatique (illustrations, Golet et Larson, 1974).

- **Abondance d'écrevisses de Louisiane**

L'influence de l'abondance de l'Écrevisse de Louisiane sur la richesse taxonomique estimée est caractérisée avec le modèle :  $\Lambda(\text{cst} \times \text{ecrab}), r(t)$

L'abondance d'écrevisses de Louisiane correspond au nombre d'individus pêchés dans la mare en 10 min de pêche à l'épuisette (sans remise à l'eau). La richesse moyenne est estimée à 3 taxons d'Amphibiens pour une mare où aucune écrevisse n'aurait été pêchée (Cf. Fig.38). La richesse diminue à 2 taxons dès qu'une ou deux écrevisses sont pêchées et atteint un seul taxon à partir d'une vingtaine d'écrevisses. La richesse se maintient à un seuil inférieur à 1 taxon pour des abondances de 30 à 100 écrevisses.



**Figure 38.** Richesse taxonomique estimée en fonction de l'abondance en écrevisses de Louisiane.

# DISCUSSION- CONCLUSION



La Grenouille agile *Rana dalmatina* est une grenouille très ubiquiste sur ses zones de reproduction  
© Thirion, OBIOS

## 6) Discussion

Le suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin mis en place depuis 2011 a permis d'évaluer l'occupation des espèces et d'estimer les tendances des populations.

### *Occupation*

De manière générale, entre 2011 et 2019, les taxons d'Amphibiens ayant les occupations les plus importantes, sont les Grenouilles « vertes » *Pelophylax* sp., le Triton palmé et la Grenouille agile, qui sont présents sur plus de 40% mares étudiées. Le Triton marbré et la Rainette verte ont des occupations intermédiaires et occupent plus de 20% des mares étudiées. Le Crapaud épineux, la Salamandre tachetée et le Triton crêté ont des occupations plus faibles et ont été observés sur moins de 10% des mares étudiées. Concernant le Crapaud épineux, la faible occupation est cohérente avec le très faible nombre d'observation de l'espèce dans le Marais poitevin deux-sévrien, avec des populations qui semblent de plus en plus rares et localisées. Pour ces dernières espèces, il est difficile d'estimer des tendances d'évolution du fait d'un faible nombre de données.

### *Probabilités de détection*

Les probabilités de détection de la plupart des espèces ont été améliorées grâce à des ajustements du protocole. En 2015, la période de suivi a été condensée afin de mieux répondre aux conditions d'application de la méthode « site occupancy » de Mackenzie et *al.* (2006). En 2015 et 2019, les 3 passages ont donc été réalisés à la période optimale de détection par rapport à la phénologie des espèces concernées (du 20 avril au 17 mai). Les probabilités de détection de la Grenouille agile (espèce à reproduction précoce) et de la Rainette verte (espèce à reproduction plus tardive) ont augmenté suite à cette modification car les larves des deux espèces peuvent être détectées au cours de cette période. En 2019, l'amélioration du temps de prospection des pontes a permis d'améliorer la détection des œufs de tritons, surtout au cours du premier passage. Ainsi, les probabilités de détection du Triton marbré sont plus élevées en 2019 par rapport aux années précédentes.

Cependant, le Triton palmé présente lors du premier passage une détectabilité qui reste assez faible. La faible probabilité de détection du Triton palmé au premier passage pourrait être due à une difficulté d'observation des œufs, notamment lorsque des supports de ponte alternatifs à la végétation aquatique, tels que des feuilles mortes, sont utilisés.

Certaines espèces restent cependant mal détectées dans les mares suivies : la Salamandre tachetée et le Crapaud épineux. Ces deux espèces ont une reproduction précoce qui entraîne une difficulté de détection pour un suivi tardif lorsque les larves sont peu abondantes. La période de reproduction a lieu à la fin de l'hiver et dépendrait en grande partie des conditions climatiques telles que l'élévation de la température et la pluviométrie printanière (Ortiz Santaliestra, 2014). De plus, dans certaines populations de Crapaud épineux, il a été constaté que jusqu'à 70% des femelles ne se reproduisent pas chaque année (Muths et *al.*, 2013). La détection des larves pourrait donc être difficile certaines années si l'abondance est très faible. L'amélioration des probabilités de détection des espèces est intéressante car elle permet d'estimer avec plus de robustesse les occupations et tendances d'évolution.

### *Tendance des différentes espèces d'Amphibiens*

Sur l'ensemble du suivi, 3 espèces accusent une baisse d'occupation dans les mares de bordure et Marais poitevin entre 2011 et 2019 : le Triton palmé, la Rainette verte et la

Grenouille « verte ». Les occupations de la Grenouille agile et du Triton marbré, malgré des fluctuations, semblent rester stable.

Le déclin le plus marqué est celui de la Rainette verte, passant d'une occupation de 61% en 2011 à 23% en 2019. De plus, contrairement à d'autres espèces, les extinctions locales ne sont pas compensées par des colonisations. Aucune nouvelle mare n'a été colonisée et les mares où l'espèce a disparu en 2015 n'ont pas été recolonisées en 2019. Ce déclin est cohérent avec les observations dans le Marais poitevin deux-sévrien où l'espèce semble de plus en plus localisée et se cantonne aux bocages les plus préservés. Ce constat pourrait être lié aux exigences écologiques élevées de la Rainette verte, notamment en termes de chimie de l'eau (Pellet et *al.*, 2004). De plus, les analyses ont montré que la probabilité d'extinction de la Rainette verte dans une mare augmente dès que l'Ecrevisse de Louisiane est abondante. De la même manière, dans le nord-ouest des Etats-Unis à l'est du désert de Mojave, et suite à l'introduction de l'écrevisse de Louisiane, *Rana fisheri* a disparu de certaines mares (Bradford, 2002).

L'occupation de la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. diminue de 73% en 2015 à 50% en 2019, principalement lié à des extinctions dans des mares où le taxon était présent depuis 2011. Cette tendance négative semble confirmer des observations et ressentis de terrains, notamment de riverains qui s'étonnent de ne plus entendre de chant de Grenouilles au cours de l'été. Cependant, l'occupation de la Grenouille « verte » semble variable d'une année à l'autre, avec la colonisation en 2019 de mares où elle n'était pas présente en 2015. Les fortes probabilités d'extinction et de colonisation pourraient indiquer un « turn-over » important sur un réseau de mares. Ce turn-over des Grenouilles vertes en fonction des années de reproduction a été noté également dans le suivi à l'échelle du Marais Poitevin (Thirion et *al.*, 2015). Les analyses ont montré que la probabilité d'extinction de la Grenouille « verte » est faible lorsque le recouvrement de la végétation aquatique dans la mare est important. Dans la zone humide du Marais poitevin, l'occupation des Grenouilles vertes reste stable entre 2010 et 2018 où elle occupe environ 45% des habitats aquatiques (Cf. Tab. XVIII) (Thirion et *al.*, 2018). Néanmoins, l'analyse de l'occupation du complexe des Grenouilles vertes pourrait masquer des tendances différentes en fonction des espèces ou hybrides.

Concernant le Triton palmé, un déclin de son occupation est noté de 72% en 2011 à 57% en 2019. La probabilité d'extinction du Triton palmé dans une mare est fortement liée à l'abondance d'Ecrevisse de Louisiane. En 2015, la densité de Triton palmé adultes avait été comparée à la densité d'Ecrevisse de Louisiane montrant qu'une abondance de 2 individus pour 10 minutes de pêche correspond à une densité d'écrevisses nulle ou très faible (Thirion et *al.*, 2016). L'occupation du Triton palmé décline également dans la zone humide du Marais poitevin (Cf. Tab. XVIII).

L'occupation de la Grenouille agile et du Triton marbré fluctuent dans les mares de bordure, sans qu'une tendance puisse être dégagée. Chez la Grenouille agile, des fluctuations annuelles importantes du nombre de ponte ont été constatées dans le Marais poitevin, certainement en lien avec des paramètres météorologiques, même si les paramètres responsables de ces variations restent mal connus. Un suivi à long terme de 16 années, réalisé sur la bordure nord du Marais Poitevin, a noté également des variations importantes du nombre de ponte de Grenouille agile en fonction des années (Meek, 2018). Pour le Triton marbré, malgré les fluctuations dans les occupations estimées, les tendances restent similaires sur les trois secteurs étudiés, avec un maintien de l'occupation entre 2011 et 2019. La baisse illustrée en 2015 pourrait être due à un biais de détection ou une mauvaise année de reproduction. A l'échelle de la zone humide du Marais poitevin, l'occupation de la Grenouille agile régresse alors que celle du Triton marbré se maintient (Cf. Tab. XVIII) (Thirion et *al.*, 2015).

**Tableau XVIII :** Evolution du statut d'occupation des Amphibiens à l'échelle du Parc Naturel Régional du Marais poitevin : zone humide (Thirion et *al.*, 2018) et mares de bordure (cette étude). Flèche rouge en déclin, flèche rouge avec point d'interrogation déclin incertain, égal orange sans évolution et point d'interrogation jaune sans tendance statistique claire.

	Zone humide 2010-2018	Mares de bordure 2011-2019
Salamandre tachetée		?
Triton palmé	↓	↓
Triton marbré	==	==
Triton crêté	?	?
Pélodyte ponctué	↓	
Crapaud épineux	↓(?)	?
Rainette méridionale	==	
Rainette verte	?	↓
Grenouille « verte »	==	↓
Grenouille agile	↓	==
Grenouille rousse	↓(?)	

### ***Comparaison des mares de bordure et de la zone humide***

La richesse taxonomique moyenne par mare n'a pas évolué de manière significative entre 2011 et 2019. En 2019, elle est de 2,32 taxons par mare et 38% des mares ont une richesse inférieure ou égale à 1 taxon. Par comparaison, la richesse taxonomique en Amphibien des habitats de la zone humide du Marais poitevin est inférieure, avec en moyenne 1 taxon par habitat aquatique et 75% d'habitats ayant une richesse inférieure ou égale à 1 taxon (Thirion et *al.*, 2018). Cette différence pourrait s'expliquer par un milieu plus ouvert aux influences extérieures dans la zone humide. En effet, les habitats aquatiques de la zone humide, reliés entre eux par les réseaux de fossés, pourraient être soumis de manière plus importante à des contraintes de quantité et de qualité de l'eau, et à la présence de certains prédateurs. Les mares de bordure, par leur isolement plus important, subiraient un impact modéré de ces contraintes et resteraient plus favorables à la présence des Amphibiens.

### ***Influence du paysage***

L'influence du paysage a été analysée et discutée au cours de la précédente période d'étude (Thirion et *al.*, 2015). L'occupation du sol et le réseau de haie sont les variables qui influencent la distribution des Amphibiens. En 2015, la modélisation de la richesse batrachologique dépasse trois espèces à partir de 150 m de linéaire de haie par hectare. Des changements importants ont eu lieu depuis 1950, notamment une régression du linéaire de haie sur les secteurs d'études, mais les variables du paysage ont peu évolué récemment. C'est pour cette raison qu'une analyse du paysage n'a pas été reconduite en 2019. Néanmoins, d'autres modifications, à l'échelle de l'habitat, pourraient expliquer les changements d'occupation récents des Amphibiens.

### ***Influence de la végétation aquatique***

Le recouvrement de la végétation aquatique est une variable qui a un poids important dans la modélisation pour expliquer l'évolution de l'occupation des espèces d'Amphibiens

des mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2019. De plus, la richesse taxonomique estimée en Amphibien par la méthode de Royle, augmente avec la complexité et le recouvrement de la végétation aquatique.

Les herbiers aquatiques ont un rôle important pour la biodiversité des mares (Guest, 1997). Une diminution du couvert de la végétation aquatique peut être due à plusieurs causes : conditions environnementales défavorables ; augmentation de l'ombrage ; augmentation de la consommation, pratiques de gestion...

Les mares sont des milieux qui évoluent dans le temps et tendent à se fermer par le développement d'une végétation ligneuse sur les berges. Cette fermeture s'accompagne d'une augmentation de l'ombrage et d'assèchements plus fréquents qui sont défavorables à la végétation aquatique. Sur des mares fermées et très peu végétalisées, des actions d'éclaircissement par l'extraction des ligneux permettent une augmentation de la richesse spécifique végétale (Lalanne et Rossi, 1997). Ficetola et De Bernardi (2004) mentionnent également que l'exposition des mares au soleil est un facteur important pour la richesse en Amphibiens.

Plusieurs espèces peuvent consommer des herbiers aquatiques, comme certaines espèces d'Oiseaux, mais les déclin les plus importants sont notés lorsque des écrevisses sont présentes en forte densité (Brönmark et Hansson, 2010). Les écrevisses sont omnivores mais une grande proportion de leur régime alimentaire est constituée de végétaux ; de plus, se déplaçant sur le fond, elles sectionnent les herbiers à la surface des sédiments. Ainsi, l'introduction d'écrevisses réduit de manière importante la biomasse en herbiers submergés dans les mares (*Ibidem*). Cet impact a été constaté, par exemple, dans les marais du bassin du Brivet (Moyon, 2005).

### ***Influence de l'Ecrevisse de Louisiane***

L'abondance d'Ecrevisse de Louisiane est une variable qui a un poids important dans la modélisation pour expliquer l'évolution de l'occupation des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2019. De plus, la richesse taxonomique estimée en Amphibien par la méthode de Royle, diminue lorsque l'abondance en écrevisses augmente.

L'impact de l'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* peut expliquer, en partie, l'évolution de l'occupation spatiale des Amphibiens. En effet, l'introduction d'espèce envahissante exotique est une cause importante du déclin des Amphibiens (Semlitsch, 2003). L'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* est une espèce envahissante exotique qui a été notée pour la première fois dans le Marais poitevin, en 1997 dans un fossé de ceinture du canal de Marans-La Rochelle puis en 2000 dans le Canal du Curé (Robin, 2005) et en 1999 dans le Curé (Baron, com. pers.). Depuis, cette espèce envahissante exotique a été notée dans l'ensemble du Marais poitevin. La prédation de l'Ecrevisse de Louisiane entraîne dans les populations d'Amphibien une diminution des effectifs par mortalité des adultes et par élimination ou réduction du recrutement modifiant l'âge-ratio de la population (P.ex. Delibes & Adrián, 1987). Par exemple, dans le Parc national de Doñana où suite à l'introduction de l'écrevisse de Louisiane en 1974, l'occurrence des espèces d'Amphibien a, cinq ans plus tard, statistiquement diminué (Delibes & Adrián, 1987). Cruz et *al.* (2008) ont montré une chute des communautés d'Amphibiens environ dix ans après l'invasion par l'Ecrevisse de Louisiane. Dans les communautés d'Amphibiens, les Tritons palmé et marbré sont les espèces qui sont les plus touchées par la prédation de l'Ecrevisse de Louisiane, comme le montre un suivi à long terme d'un réseau de mares en Charente-Maritime (Thirion, *in litt.*).

L'impact de l'écrevisse de Louisiane sur les communautés d'Amphibien a été mis en évidence par Cruz et *al.* (2008) qui ont montré un effondrement des communautés d'Amphibiens environ dix ans après l'invasion de cette écrevisse. Un autre suivi de 148 zones humides de Lombardie (Italie) n'a pas pu prouver un impact significatif de l'Ecrevisse de Louisiane du fait que cette espèce a envahie ces zones humides récemment seulement dans les cinq dernières années (Siesa, 2010). Cette étude suggère qu'il faut plusieurs années avant que les populations d'Ecrevisse de Louisiane atteignent des densités élevées pour entraîner un déclin des Amphibiens (*Ibidem*). Le suivi réalisé dans le Pays Bas charentais depuis 1999 apporte des éléments similaires avec un déclin marqué des populations d'Amphibiens après cinq ans de colonisation (Thirion, *in litt.*).

Dans cette étude des mares de bordure du Marais poitevin, la densité d'adultes de Triton palmé diminue lorsque la densité d'Ecrevisse de Louisiane augmente. Le suivi des communautés d'Amphibien d'un réseau de mares du Pays-Bas charentais montre que les Tritons palmé *Lissotriton helveticus* et marbré *Triturus marmoratus* sont les espèces les plus impactés par l'Ecrevisse de Louisiane avec un constat important de blessures sur le corps des adultes (Thirion, *in litt.*). L'introduction et la propagation de l'Ecrevisse de Louisiane dans les ruisseaux de montagne de la Californie, a été désignée comme la cause la plus probable du déclin des populations du Triton de Californie *Taricha torosa* (Gamradt et Kats 1996). Ce déclin était probablement dues à la prédation par les Ecrevisses de Louisiane des œufs, des larves et des adultes de par des blessures à la queue entraînant une diminution de l'activité de reproduction dans les sites colonisés par cette espèce exotique envahissante (Gamradt et Kats 1996 ; Gamradt et *al.*, 1997).

La propagation de l'Ecrevisse de Louisiane dans le réseau de mares de bordure va s'amplifier ces prochaines années entraînant des densités importantes avec pour conséquences des impacts majeurs sur la biodiversité.

### **Conclusion**

En conclusion, les ajustements du protocole ont permis d'améliorer les probabilités de détection des espèces d'Amphibien suivies. Une recherche des pontes sur des supports plus diversifiés pourrait permettre d'améliorer la probabilité de détection du Triton palmé au premier passage.

Les suivis menés à l'échelle du parc régional du Marais poitevin indiquent un déclin de plusieurs espèces d'Amphibiens sur l'ensemble de la zone humide. Ce déclin est tout particulièrement marqué pour la Rainette verte et se confirme pour le Triton palmé. La colonisation de l'ensemble des zones humides par l'Ecrevisse de Louisiane est un des facteurs prépondérant dans l'explication de ce déclin. Le maintien d'herbiers aquatiques riches et diversifiés en termes de structure est un élément clé pour la conservation des Amphibiens.

L'avenir des populations d'Amphibien passera par une gestion de ces zones humides afin de prendre en compte la biologie de cette espèce envahissante exotique. L'important travail de restauration des mares entrepris par le Parc Naturel Régional du Marais poitevin doit perdurer et s'amplifier en prenant en compte une gestion de l'Ecrevisse de Louisiane sur les zones humides non connectées par voie aquatique.

# BIBLIOGRAPHIE



La Grenouille agile *Rana dalmatina* est une grenouille brune très ubiquiste sur ces zones de reproduction.  
© Thirion, OBIOS

## Bibliographie

Akaike, H. (1974) - A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, **19** : 716-722.

Anthony, B.P. (2002) – Results of the first batrachian survey in Europe using road call counts. *Alytes*, **20** (1-2) : 55-66.

Olivier, A., Devictor, V. & Béchet, A. (2009) - Variations spatio-temporelles des populations d'amphibiens Mise en place d'une méthodologie d'échantillonnage standardisée en Camargue. 10.13140/RG.2.2.18851.20001.

Beebee, T.J.C. (1997) – Changes in dewpond numbers and Amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological conservation*, **81** : 215-219.

Boissinot, A. (2009) – *Influence de la structure du biotope de reproduction et de l'agencement du paysage, sur le peuplement d'Amphibiens d'une région bocagère de l'ouest de la France*. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études. 46 p.

Bradford, D.F. (2002) – Amphibian declines and environmental change in the eastern Mojave desert. Conference Proceedings. Spring-fed Wetlands : *Important Scientific and Cultural Ressources of the Intermountain Region*.

Braña, F., Frechilla, L., Orizaola, G. (1996) – Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal*, **6**, 145-148.

Brönmark, C. & Hansson, L.-A. (2010) – *The Biology of Lakes and Ponds*. Second Edition Oxford University Press. 285 p.

Burel, F. et Baudry, J. (1999) – *Ecologie du paysage*. Concepts méthodes et applications, Paris, Tec & Doc. 362 pages.

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002) - *Model selection and multimodel inference : A practical information-theoretic approach*. 2nd ed., Springer-Verlag, New-York. 488 p.

Caublot, G. (2007) – *Mise en place du programme MARE en Alsace : modélisation de la probabilité de détection et de l'occurrence de 6 espèces d'Amphibiens*. Master 2 Professionnel Gestion de la Biodiversité, Université Paul Sabatier, Toulouse. 27 p.

Corn, P.S., Muths, E., Adams, M.J. & Dodd, C.K. (2005) – The United States Geological Survey's amphibian research and monitoring initiative. *Alytes*, **22**(3-4) : 65-71.

Crochet, P.-A., Chaline, O., Cheylan, M. & Guillaume, Cl.P. (2004) – No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological conservation*, **119** (3) : 297-304.

Cruz, M. J., Segurado, P., Sousa, M. & Rebelo, R. (2008) - Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish *Procambarus clarkii*. *Herp. J.*, **18**: 197-204.

Couturier, T., Cheylan, M., Bertolero, A., Astruc, G. & Besnard, A. (2013) – Estimating abundance and population trends when detection is low and highly variable : a comparison of three methods for the Hermann's tortoise. *The Journal of Wildlife Management*, **77** : 454-462.

Dail, D. & Madsen, L. (2011) – Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics*, **67** : 577-587.

Delibes, M. & Adrián, I. (1987) – Effects of crayfish introduction on Otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, **42** : 153-159.

Dodd, C.K. (1996) – Use of terrestrial habitats by amphibians in the sandhill uplands of north-central Florida. *Alytes*, **14**(1) : 42-52.

Doré, F., Réthoré, A., Texier, A. et Sudraud, J. (2011) - Mise en place d'un suivi à long terme des Amphibiens des mares bocagères du Marais poitevin

Duellman, W.E. (1999) – *Patterns of distribution of amphibians, a global perspective*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 633 p.

Fleurance, G., Krumins, M., Joly, P. et Ponsero, A. (1999) – Premier suivi de la colonisation par les Amphibiens de sites restaurés dans le marais de Lavours. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **89** : 17-24.

Gamradt, S. C. & Kats, L. B., (1996) – Effect of introduced Crayfish and Mosquitofish on California Newts. *Conservation Biology*, **10** : 1155-1162.

Gamradt, S. C., Kats, L. B & Anzalone, C.B. (1997) – Aggression by non-native crayfish deters breeding in California newts. *Conservation Biology*, **11** : 793-796.

Gosselin, F. et Thirion, J.-M. (2012) – Suivi à long terme des Amphibiens de Brouage et d'Oléron par la méthode de présence absence de MacKenzie. OBIOS, Congrès de la Société Herpétologique de France, Velaine-en-Haye. Communication affichée.

Guest, J.P. (1997) - Biodiversity in the ponds of lowland North-west England. Pp 49-58. In Boothby, .J. (eds) - *British pond landscapes, action for protection and enhancement*. The Pond Life project, Liverpool. 177 p.

Hines, J.E. (2006) – PRESENCE 9.8. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC : <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>

Jakob, Ch., Morand, A. & Crivelli, A.J. (1999) – Amphibian communities in a mosaic of Mediterranean seasonally-flooded ponds: species richness and composition (Nature Reserve of Roque-Haute, France). 221-225 in Miaud, Cl. & Guyétant, R. (eds), *Current studies in Herpetology ; proceedings of the 9th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. 25-29 août 1998, Le Bourget du Lac. S.H.F., Université de Savoie. 480 p.

Joly, P. (1992) - The amphibian Fauna of the French Upper-Rhone foodplain. The Lavours larsh and the Jons sector. *Alytes*, **10** : 117-129.

Kery, M., Royle, J. A., and Schmid, H. (2005) - Modeling Avian Abundance from Replicated Counts Using Binomial Mixture Models. *Ecological Applications*, **15**(4) : 1450-1461.

- Lalanne A. et Rossi, S. (1997) – Les mares de la forêt de Rambouillet (Yvelines), aspect historiques et typologique. Un exemple de gestion : les mares du bois de la Claye. 223-247. In Teissier, A. et Sajaloli, B. (eds) - *Radioscopie des mares*. L'Harmattan. 288 p.
- Löfvenhaft, K., Rumborg, S. & Sjögren-Gulve, P. (2003) – Biotope patterns and Amphibians distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning*.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. et Hines, J.E. (2006) – *Occupancy Estimation and Modeling, Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier. Academic Press. 324 p.
- Mann, W., Dorn, P. & Brandl, R. (1991) – Local distribution of Amphibians : the importance of habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **1**(2) : 36-41.
- Meek, R. (2018) - Temporal trends in agile frog *Rana dalmatina* numbers : results from a long- term study in western France. *Herpetological Journal*, **28** : 117-122.
- Miaud C. et Muratet J. (2004) – *Identifier les œufs et larves des amphibiens de France*. Techniques et Pratiques, INRA Editions. 200p.
- Moyon, X. (2005) – *Procambarus clarkii* dans les marais du bassin du Brivet (Loire-Atlantique). Synthèse des observations depuis son introduction, constats et hypothèses. *aesturia*, **6** :161-170.
- Muths, E., Scherer, R.D., Bosch, J. (2013) - Evidence for plasticity in the frequency of skipped breeding opportunities in common toads. *Population Ecology*, **55** : 535-544.
- Myre & Shaw (2006) – The turbidity tube : simple and accurate measurement of turbidity in the field. Requirements of CE 5993 *Field Engineering in the Developing World* and FW 5770 *Community Planning and Analysis*. Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan Technological University. 15 p.
- Ortiz Santalieu, M.E. (2014) - Sapo común – *Bufo spinosus*. En : *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://vertebradosibericos.org/>
- Pellet, J., Hoehn, S. & Perrin, N. (2004) – Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland. *Biodiversity and Conservation*, **13** : 2227-2235.
- Ray, N., Lehmann, A. & Joly, P. (2002) – Modelling spatial distribution of amphibian populations : a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, **11** : 2143-2165.
- Robin, O. (2005) – Populations d'écrevisses et régulation des espèces exotiques en Charente-Maritime. *aesturia*, **6** :171-177.
- Royle, J.A. & Nichols, J. D. (2003) - Estimating Abundance from Repeated Presence-Absence Data or Point Counts. *Ecology*, **84** (3) : 777-790.

Royle, J.A. (2004) - N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics*, **60** : 108-115.

Royle, J.A. & Dorazio, R.M. (2008) - *Hierarchical modeling and inference in ecology*. Academic Press, London. 444 p.

Semlitsch, R.D. (ed.) (2003) – *Amphibian conservation*. Smithsonian, London. 324 p.

Siesa, M. E. (2010) - *Freshwater communities and biological invasions : Odonata, Amphibia and Procambarus clarkii*. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO, Scuola di Dottorato in Terra, Ambiente e Biodiversità Corso di Dottorato di Ricerca in Scienze Naturalistiche e Ambientali, XXIII ciclo Dipartimento di Biologia. 144 p.

Thirion, J.M., Texier, A., Doré, F., Vollette, J., Boissinot, A., Bracco, S., Guéret, J.P., Palier, S., Sudraud, J. et Trotignon, P. (2010) - *Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin*. Parc Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult, 31 p.

Thirion, J.M., Texier, A., des Touches, H., Doré, F., Guéret, J.-P., Sudraud, J. et Vollette, J. (2015) - *Suivi des populations de Grenouilles vertes du Marais Poitevin 2012-2015*. Parc naturel régional du Marais poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 35 p.

Thirion, J.-M., Gouraud, C., Vollette, J., Texier, A. Doré, F. et Sudraud, J. (2016) - *Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2015*. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 46 p.

Wake, D. B.& Morowitz, H. J. (eds) (1991) – Declining amphibian populations – a global phenomenon ? Findings and recommendations. *Alytes*, **9** (2) : 33-42.

Welsh, H.H. & Hodgson, G.R. (1997) – A hierarchical strategy for sampling herpetofaunal assemblages along small streams in the western u.s., with an example from northern California. *Trans. West. Sect. Wildl. Soc.*, **33** : 56-66.