



Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2015



Suivi des Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin 2011-2015

Coordinateur du pôle : Jean-Marc THIRION (OBIOS)

Rédacteurs : Jean-Marc THIRION (OBIOS), Clément GOURAUD (PNR du Marais poitevin / Master 2 Faculté des Sciences et Ecole Polytechniques de Tours), 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 de 2011, un nouveau suivi a été réalisé grâce à la coopération d'une cinquantaine d'agriculteurs et de propriétaires sur 72 mares du bocage en 2015. Le protocole consiste en une période de 10 minutes de pêche et d'observation 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 qu'en 2011 comme en 2015, l'espèce ayant la meilleure occupation naïve dans les Mares de bordure est la Grenouille verte *Pelophylax* sp. Les taxons présentant une réelle baisse d'occupation sont : Triton palmé, Triton marbré, Rainette verte. Pour ces taxons, les sites colonisés ne compensent pas les sites où les taxons ont disparus. Le groupe des Grenouilles « vertes » se maintient avec des extinctions locales qui sont compensées par des colonisations d'habitats où il n'avait pas été observé en 2011. Il y a pour la Grenouille agile une augmentation d'occupation avec plus de mares colonisées en 2015. La richesse taxonomique par habitat aquatique suivi n'est pas significativement différente entre 2011 et 2015. La modélisation de la richesse taxonomique batrachologique en fonction des variables du paysage et du biotope de reproduction a été réalisée avec une méthode de N-mixture. La Richesse taxonomique batrachologique chute rapidement avec des effectifs assez faibles d'Ecrevisse de Louisiane pour atteindre un seuil de 1,2 espèce. La richesse spécifique en Amphibiens est liée à un bon linéaire de haie. Les causes expliquant ces tendances sont multiples. Les Tritons 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., 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. 38 p.

Remerciements : Nous aimerions remercier les agriculteurs pour leur accueil et l'intérêt qu'ils portent à leur mare de bocage en ayant accepté d'inclure leurs mares dans cette étude : Sébastien RAMBAUD, François BERTRAND, Joël COCHARD, Jean-Claude LARGEAUD, GAEC L'épineraie, Laurent PELTIER, Thierry IDIER, Patrice POUPARD, Christine BARIBAULT, François BOYER, Claude MANCENY, Bernard REIGNIER, Benoit CHEVALLIER, Claude POUPARD, Jacques SOULET, Laurence ROBIN, Bruno TESSIER, Yannick MOREAU, GAEC Brémaudière, Martial LORTION, Elisabeth CHIRON, Didier PIGNON, Vincent FLEURY, Commune de Saint-Denis-du-Payré, Rémy ROBIN, Yves LAJEUNESSE, E. DELEPINAY, Virginie SCHIMTH, Eric FOURNIER, Geneviève BROSSELIN, Benoit FRADET, Paul BERTRET, Michel COUSSOT, Commune du Lairoux, Yannick RABILLE, Fabien JOUSSEMET, Franck BOILEAU, Fabien RABILLE, Yannick GRATTON, André BRETAUD, Stéphane GABILLEAU, Marcel TOUZAUD, Laurent PAQUEREAU, Daniel DESOTEUX, Jame COUTURIER, Edmond BABIN, Maximilien BABIN, Fabien MURAIL, Jame SABOURAUD, Huguette BOUTET, Michel POUSSARD, F. BERTRAND, R. CARDINAUD, René GIBAUD, Louis Joseph DAZELLE, Joël LAGEDAMON, Pierre MAGNIN, Bernard MAGNIN, Christophe BOYER, Maryvonne SOULET, Bernard SOULET, Marie-Elisabeth RABAULT, Jean-Marc AFFOURIN, Alain GUILLEMAIN, Hubert GUILBAULT, Maryse CORDEAU, Jean CHIRON, Edith ETURNY, R. ROBIN, Mr AUBIN, Christian JARD, J.F. TESSIER.

Sommaire

1) INTRODUCTION.....	7
2) PRESENTATION ET CONTEXTE.....	10
2.1) Présentation de l'aire d'étude	10
2.2) Biogéographie du Marais poitevin.....	12
2.3) Caractérisation des mares de bordure des terres hautes.....	12
2.4) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin.....	14
3) OBJECTIFS	16
4) PROTOCOLE DE SUIVI DES AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE DU MARAIS POITEVIN.....	18
4.1) Principe d'échantillonnage.....	18
4.1.1) Evolution du protocole entre 2011 et 2015	18
4.1.2) Protocole d'échantillonnage des Amphibiens	18
4.1.3) Les variables environnementales relevées	20
4.2) Principe d'Analyse	22
4.2.1) Méthodologie détaillée	22
4.2.2) Résumé de la méthode présence-absence de Mackenzie.....	25
4.2.3) Richesse taxonomique et abondance des espèces.....	26
5) RESULTATS DU SUIVI DES COMMUNAUTES D'AMPHIBIENS DES MARES DE BORDURE EN 2015.....	28
5.1) Analyse de l'occupation par taxon.....	28
5.1.1) Le Triton marbré <i>Triturus marmoratus</i>	28
5.1.2) Le Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i>	30
5.1.3) Le Crapaud épineux <i>Bufo bufo spinosus</i>	32
5.1.4) La Rainette verte <i>Hyla arborea</i>	34
5.1.6) La Grenouille agile <i>Rana dalmatina</i>	36
5.1.7) La Grenouille « verte » <i>Pelophylax</i> sp.....	38
5.2) Richesse taxonomique.....	41
5.2.1) Distribution générale de la richesse taxonomique en Amphibiens sur les mares de bordure du Marais poitevin	41
5.2.2) Richesse taxonomique estimée par secteur.....	42
5.2.3) Test d'évolution de la répartition de la richesse taxonomique de 2011 à 2015.....	34
5.3) Variables du paysage et richesse taxonomique.....	34

5.4) Evaluation de l'impact de l'Ecrevisse de Louisiane.....	35
5.4.1) Richesse taxonomique.....	35
5.4.2) Abondance de Triton palmé.....	36
6) DISCUSSION-CONCLUSION.....	38
6.1) Occupation spatiale des espèces.....	38
6.2) Influence du paysage.....	39
6.3) Ecrevisse de Louisiane.....	40
BIBLIOGRAPHIE.....	43

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 (Anthony *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 2015 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 littoral atlantique français offrant une particularité géographique tout particulièrement intéressante ce qui explique en partie sa biodiversité.

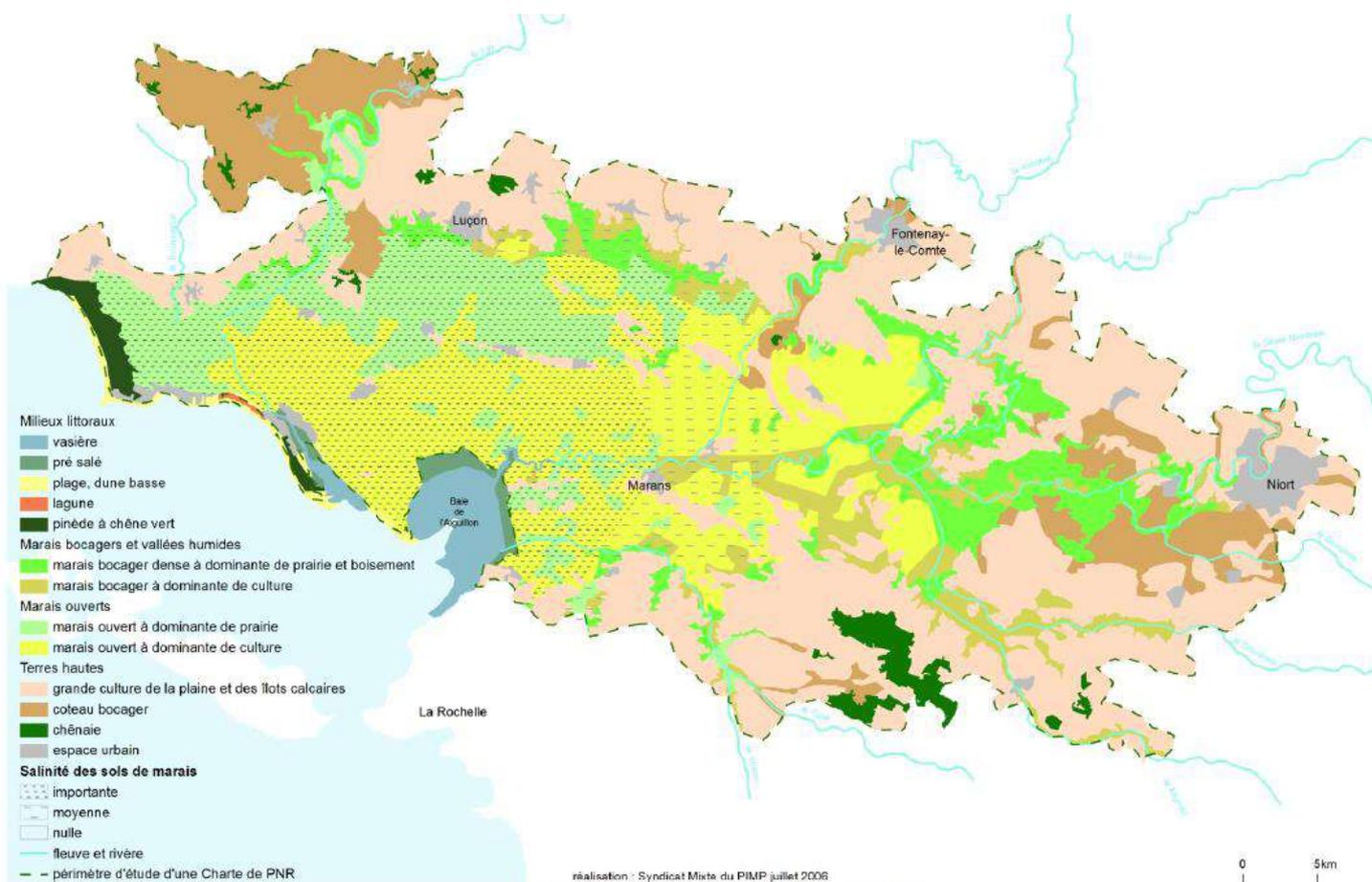


Figure 1. Unités paysagères du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

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

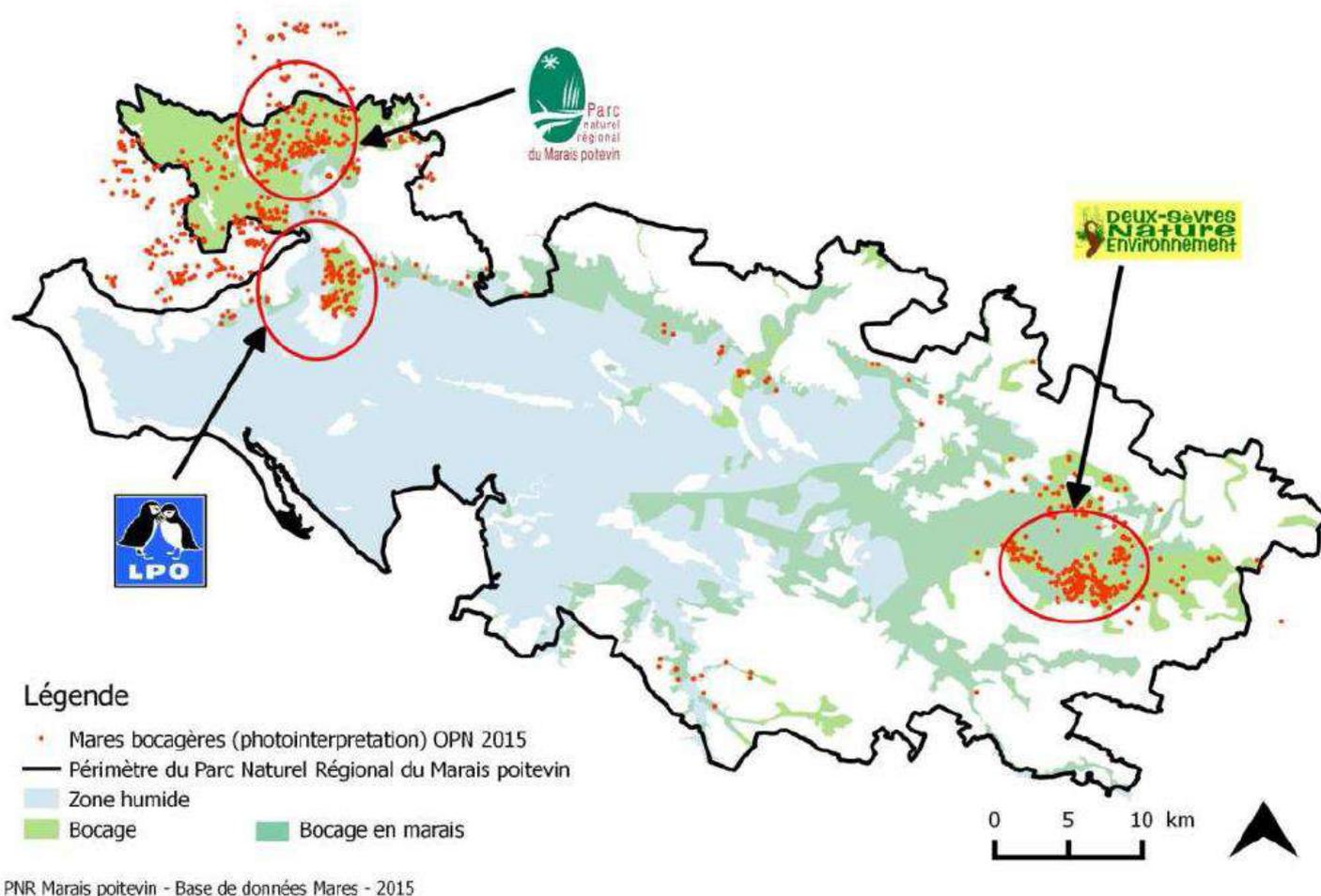


Figure 2. Localisation des secteurs étudiés (cercles rouges) pour le suivi des Amphibiens des mares de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

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*. Il est probable que la Grenouille de Bedriaga *Pelophylax bedriagae* originaire de Turquie et d'Égypte ait été introduite dans le Marais poitevin. Il est possible également que la Grenouille de Pérez *Pelophylax perezii* et la Grenouille de Graf *Pelophylax kl. grafi* soient présentes mais localisées 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 m². 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.

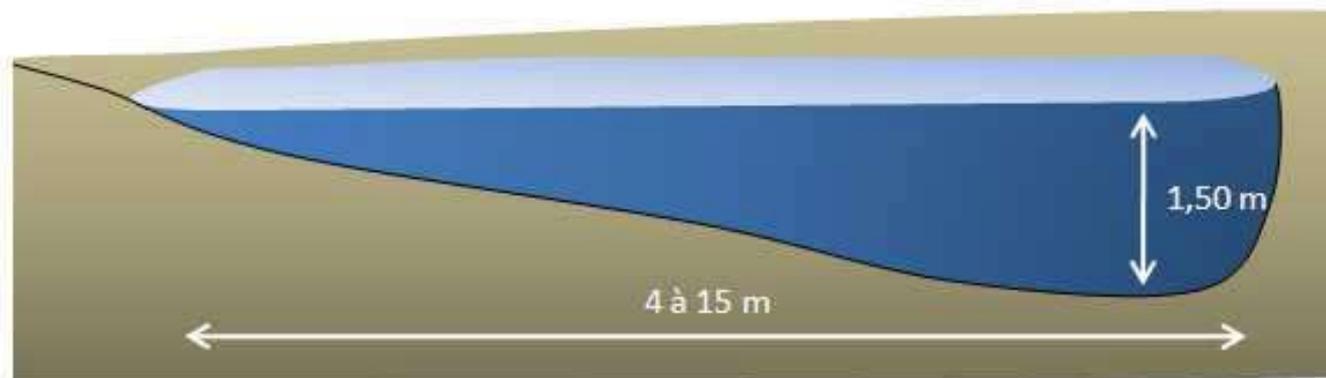


Figure 3. Morphologie type d'une mare de bordure du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

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 ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)
Minimal	5,8	15	5	95	0	0
Moyenne	7,31	19,32	55	639,83	10-25	0-1
Maximal	9,42	28	240	1141	100	40

2.4) Les Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin

Le territoire du Marais poitevin compte 17 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 9 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 bufo spinosus</i> (Daudin, 1803)
	<u>Hylidae</u>	Rainette verte	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)
	<u>Ranidae</u>	Grenouille verte	<i>Pelophylax sp.</i> (Fitzinger 1843)
<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 avec une Grenouille verte, mentionnés par la suite *Pelophylax sp.*

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 Parc Naturel Régional 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 Grenouille « verte ». Ces premiers résultats tendaient à indiquer une situation assez favorable pour les Amphibiens (Doré *et al.*, 2011).

Le suivi réalisé en 2015, avec la même méthodologie que celle mise en place en 2011, a pour objectif de mieux connaître les évolutions et cerner les tendances des populations d'Amphibiens à l'échelle des mares de bordure des terres hautes du Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

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



Le Triton palmé *Lissotriton helveticus* © Thirion, OBIOS.

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

4.1) Principe d'échantillonnage

4.1.1) Evolution du protocole entre 2011 et 2015

Le protocole initial (2011) a récemment été modifié dans le but de mieux répondre aux conditions d'application de la méthode « site occupancy » de Mackenzie *et al.* (2006). Cela s'est traduit par une concentration de la période de prospection en trois journées réparties dans les 15 premiers jours du mois de mai (période correspondant à l'optimum de détection au vue de la phénologie des espèces). En 2011, la phase d'observation était répartie en trois passages du mois d'avril au mois de juin.

4.1.2) 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 chacune distantes d'au moins 150 mètres.

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 (Cf. Fig. 5). 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.



Figure 5. Pêche à l'aide d'une épuisette à mailles fines.

4.1.2.1) 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. 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. Tout comme les Grenouilles brunes, le Crapaud épineux n'est 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*).

4.1.2.2) 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.



Figure 6. 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).

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, ...

4.1.3) Les variables environnementales relevées

4.1.3.1) Caractérisation des habitats de reproduction

Pour caractériser les habitats de reproduction, 16 paramètres ont été relevés et sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau III : Paramètres relevés lors des passages de prospection en mai 2015.

Nature des variables	Paramètres	Unités ou critères d'évaluation
Physique	Surface	m ²
	Profondeur maximale	m
	Pente	%
	Hydro-période	Permanent/temporaire
	Tributaire et exutoire	Absence/présence
	Piétinement du bétail	Absence/présence
	Périmètre des berges en pente douce (<45%)	%
	Périmètre des berges en pente forte (>45%)	%
Ombrage (mesuré entre 11h00 et 16h00)	%	
Physico-chimique	pH	
	Conductivité	μS/cm
	Turbidité	NTU
Ecologique	Recouvrement de la végétation	%
	Présence de ragondins	Absence/Présence
	Présence d'écrevisses	Nombre d'individus
	Présence de poissons	Absence/Présence

Le matériel utilisé pour le relevé physico-chimique est constitué d'une sonde multiparamétrique de type « Multi 340i®, WTW » pour la mesure du pH et de la conductivité ainsi que d'un « Turbidity tube » permettant d'évaluer la turbidité de l'eau.

4.1.3.2) Catalogue photographique des habitats de reproduction

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. 7).

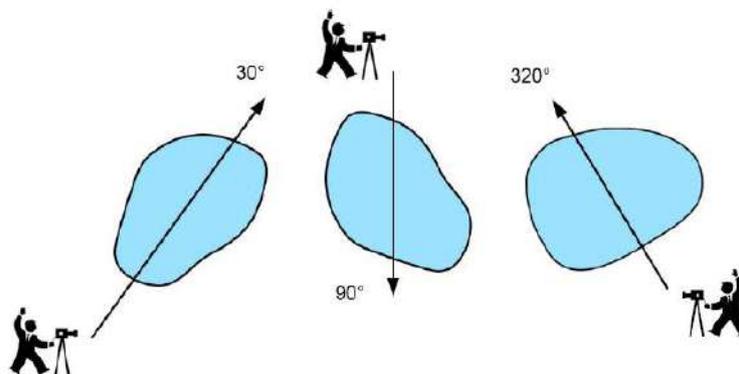


Figure 7. Prise de photographies des habitats aquatiques suivis.

4.1.3.3) Caractérisation de la structure du paysage

Les variables qui caractérisent la structure du paysage sont traitées à partir de zones tampons (buffer zones) de 400 mètres de rayon autour de chacune des 72 mares étudiées, ce qui correspond à une analyse spatiale de près d'une cinquantaine d'hectares par buffer.

Tableau IV : Paramètres relevés dans le but de réaliser une analyse écopaysagère.

Nature de la variable	Paramètres	Unités ou critères d'évaluation
Paysage	Occupation du sol	unité qualitative
	Distance minimum à un boisement/haie	m
	Distance minimum à une zone humide/mare/fossé	m
	Linéaire de haies	mètre linéaire/ha
	Maille bocagère	sans unité
	Nombre de mares	nbr/km ²
	Nombre total de points d'eau	nbr/km ²

La distance de 400 mètres de rayon autour des mares correspond à la capacité moyenne de déplacement des grands tritons (Triton crêté et Triton marbré) (Nöllert et Nöllert, 2003). Après avoir défini les zones tampons de 400 mètres autour de chaque mare, le traitement cartographique est réalisé par Système d'Information Géographique. Le travail de traitement spatial consiste à référencer l'occupation du sol de chaque zone tampon en vue d'évaluer son influence sur la structure des communautés d'Amphibiens. Ce travail de géo-traitement par zones tampons s'appuie sur des techniques de photo-interprétation confirmée par une prospection sur le terrain.

- **L'inventaire des haies :**

Sont considérées comme « haies bocagères » les haies matérialisant l'interface entre plusieurs zones agricoles (prairies ou cultures), des zones agricoles et des vergers ou des zones agricoles et un réseau hydrographique. Les lisières et les haies constituant l'interface avec une zone urbanisée ne sont pas prises en compte.

- **L'inventaire des mares et des étangs :**

Les points d'eau sont recensés par photo-interprétation puis complétés par les données issues des bases de données du PNR du Marais poitevin et de manière plus opportuniste lors des phases de terrain.

- **L'occupation du sol par parcelle :**

Pour chaque zone tampon de 400 mètres de rayon, un travail de caractérisation des parcelles a été réalisé sous la nomenclature de référence de Code Corine Biotope. La précision retenue est du dixième (ex : Prairie mésophile : 38.2) hormis quelques exceptions permettant d'atteindre le centième ou le millième de manière fiable (ex : la peupleraie : Code : 83.321).

La démarche peut être résumée en 3 étapes (Cf. Fig. 8):

Étape 1 : géoréférencement des mares suivies sur orthophotographies

Étape 2 : création de zones tampons de 400 m autour des mares suivies et inventaire des haies et des mares environnantes

Étape 3 : Inventaire de l'occupation du sol pour chaque zone tampon.

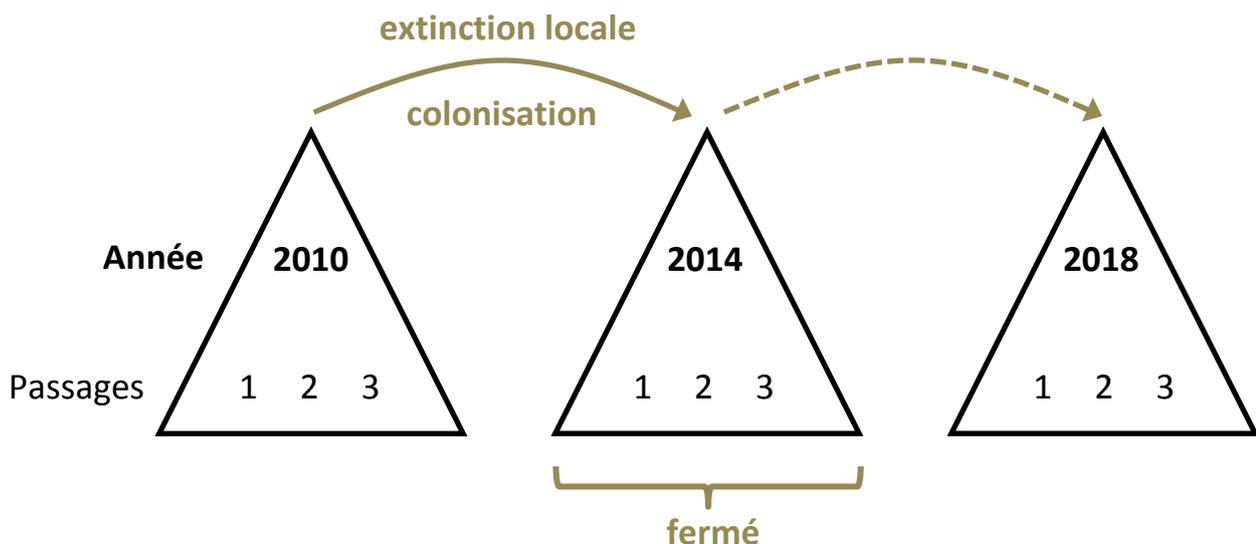


Figure 8 : Traitement géospatial en trois étapes pour caractériser la structure paysagère.

4.2) Principe d'Analyse

4.2.1) Méthodologie 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 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 le secteur (Ψ). Cette méthode répétée, tous les quatre ans, permet de connaître l'évolution des paramètres liés à la distribution spatiale des espèces d'Amphibien du Marais poitevin : l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction locale selon le schéma ci-dessous (Cf. Fig. 9).



d'après MacKenzie *et al.*, 2006

Figure 9. Schéma du principe d'analyse du suivi des Amphibiens du Marais poitevin.

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 $\psi(\cdot) p(\cdot)$.

Puis, pour chaque espèce, l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction locale seront modélisées à l'aide du programme PRESENCE 7.3 (© Hines, 2006). Une des principales conditions d'application de ces modèles est définie par une distribution « fermée » (ni extinction et ni colonisation) durant la saison de suivi (MacKenzie *et al.*, 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) :

$$AIC = -2 \log(L(\theta/y)) + 2K$$

Les différents modèles obtenus sont classés à l'aide d'un test AIC selon le poids de leur AIC (AIC_{wi}). 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.

Si plusieurs modèles ont un delta AIC inférieur ou égale à 2, un modèle est recherché en basant les calculs sur une moyenne pondérée de tous les estimés à travers tous les modèles comme le suggère Burnham et Anderson (2002), avec :

$$\hat{\theta} = \sum_{i=1}^R w_i \hat{\theta}_i$$

où w_i = poids d'Akaike et $\hat{\theta}_i$ = estimé du modèle i .

Les précisions des paramètres estimés comme l'erreur standard ou les intervalles de confiances sont calculées suivant la formule de Burnham et Anderson (2002), avec

$$\widehat{\text{var}}(\hat{\theta}) = \sum_{i=1}^R w_i \left[\widehat{\text{var}}(\hat{\theta}_i | g_i) + (\hat{\theta}_i - \hat{\theta})^2 \right]$$

L'erreur standard et l'intervalle de confiance seront alors exprimés comme inconditionnelles. L'inférence repose sur tous les modèles rendant plus robustes l'estimation des paramètres.

L'ajustement du meilleur modèle est calculé à l'aide de l'indice \hat{c} calculé par 10000 bootstrap paramétriques :

$$\hat{c} = \frac{\chi_{\text{observé}}^2}{\chi_{\text{bootstrap}}^2}$$

L'occupation 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.

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.

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

- les sites sont « fermés ». 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.

La prise en compte de deux années de suivi permettra une modélisation des paramètres suivant l'occupation, la probabilité de détection, la colonisation et l'extinction avec une méthode de « multiple-season occupancy models » développé par McKenzie *et al.* (2006).

Les probabilités de colonisation (γ_t) et d'extinction locale (ϵ_t) sont définies comme :

- γ_t = la probabilité qu'un site inoccupé l'année t soit occupé par l'espèce l'année $t+1$.
- ϵ_t = 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.

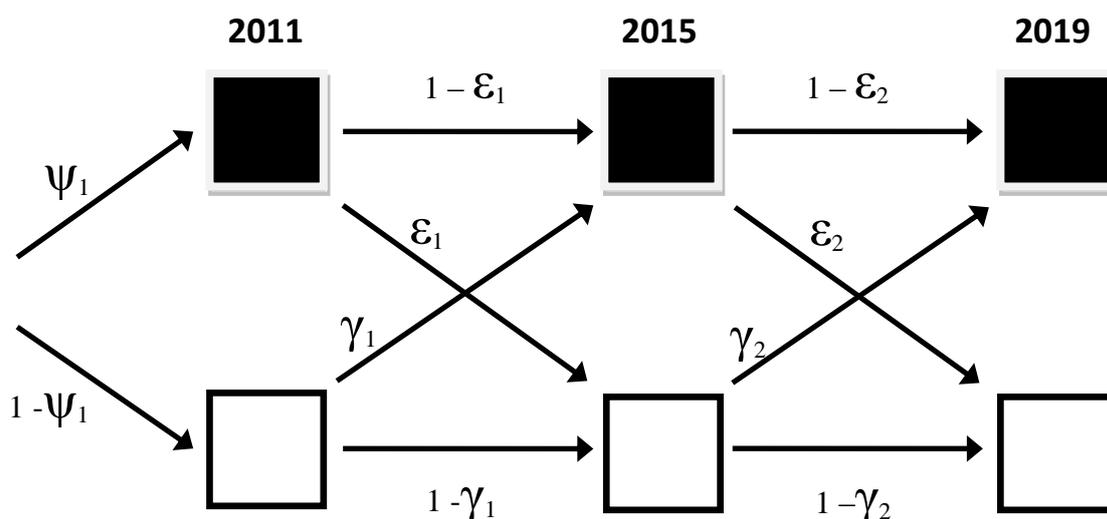


Figure 10. Représentation du changement d'occupation d'un site entre les années en fonction des paramètres d'occupation (Ψ), de colonisation (γ_t), et d'extinction locale (ϵ_t). Les carrés noirs représentent un site occupé (espèce présente) et les carrés blancs un site non occupé (espèce absente) d'après McKenzie *et al.* (2006).

4.2.2) Résumé de la méthode présence-absence de Mackenzie

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.

L'analyse s'appuie sur 4 paramètres :

L'**occupation** (ψ) est la distribution estimée d'une espèce dans un espace en prenant en compte la probabilité de détection. Plus ψ tend vers 1 plus l'occupation est importante.

La **probabilité de détection** (p) est la probabilité qu'un site soit occupé par l'espèce durant la période de suivi en considérant qu'elle peut être détectée ou non.

La **probabilité de colonisation** (γ) est la probabilité qu'un site inoccupé en 2011 soit occupé par l'espèce en 2015. Plus γ tend vers 1 plus la probabilité de colonisation est forte.

La **probabilité d'extinction** (ε) est la probabilité qu'un site occupé en 2011 par une espèce soit inoccupé en 2015. Plus ε tend vers 1 plus la probabilité d'extinction est forte.

La phase de terrain permet de détecter sur trois passages l'espèce. En comparant l'historique de présence de l'espèce (1) et de son absence (0) d'une année de suivi à l'autre, permet d'établir de la même manière qu'un suivi de capture-marquage-recapture une matrice (*Cf.* Fig. 11).

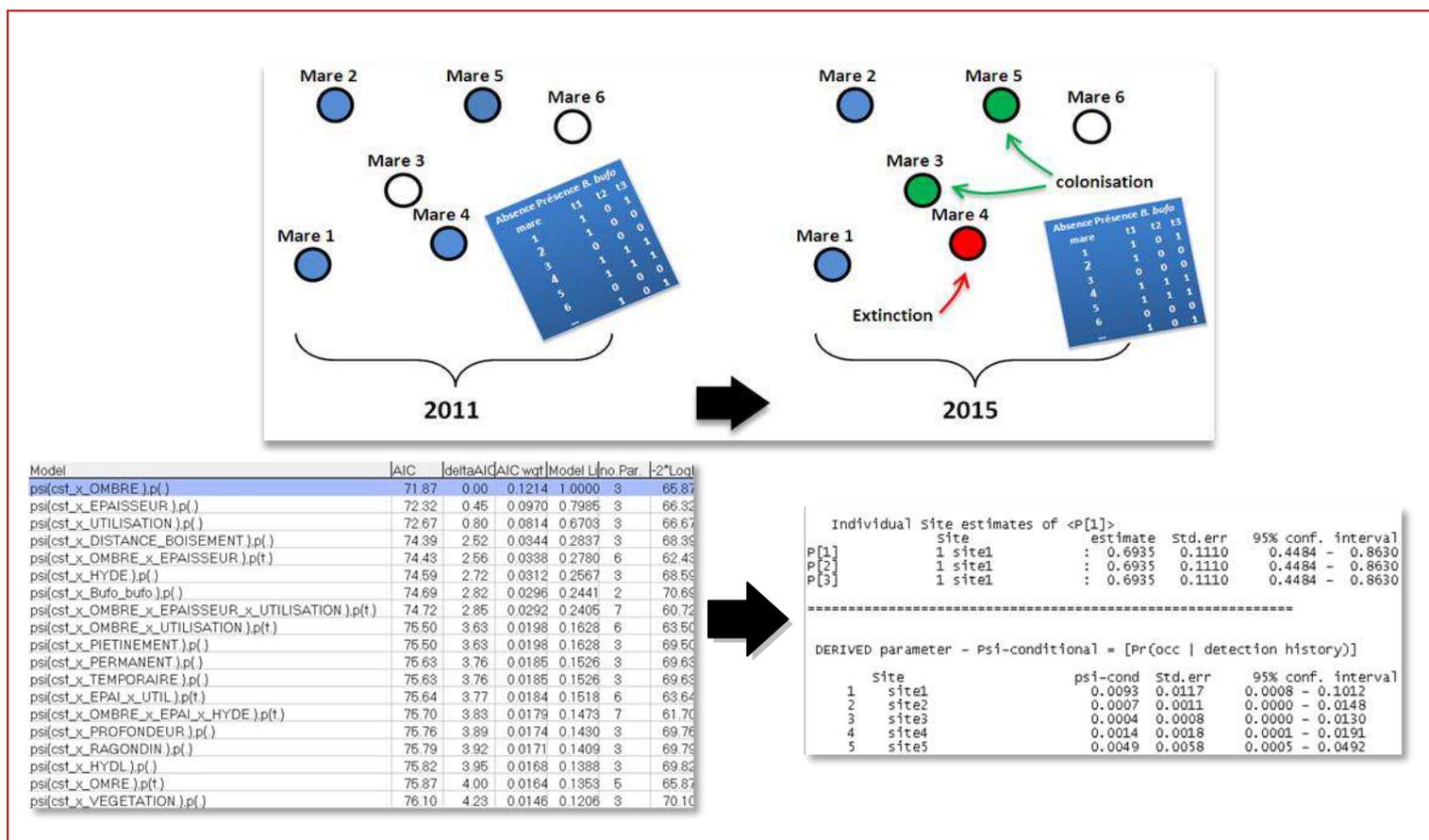


Figure 11. Présentation schématique de la méthode d'analyse.

La modélisation à l'aide du logiciel PRESENCE entre l'historique de détection des différentes sessions et l'évolution des variables expliquant la distribution de l'espèce permet de mesurer les paramètres de tendance d'évolution de l'espèce (stabilité des populations, dynamique de colonisation ou d'extinction).

4.5.3) Richesse taxonomique et abondance des espèces

4.5.3.1) Richesse taxonomique par habitat

La richesse taxonomique par habitat échantillonné est le nombre de taxons cumulé sur les trois passages. Pour comparer, la richesse taxonomique des habitats de 2010 et 2014, seuls ont été sélectionnés ceux ayant été suivis sur ces deux années.

La comparaison de la richesse taxonomique a été réalisée par un test de Wilcoxon pour des échantillons appariés grands avec comme formule :

$$Z = \frac{W}{\sqrt{\frac{n(n+1)(2n+1)}{6}}}$$

où n représente le nombre de quadrats.

4.5.3.2) Modélisation de la richesse taxonomique et des abondances des espèces 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 du paysage 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 $AIC = \text{la Déviance} + 2 \cdot np$ (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 critères 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 2011-2015



Le Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus* © Vollette, OBIOS

5) Résultats du suivi des communautés d'Amphibiens des mares de bordure en 2015

5.1) Analyse de l'occupation par taxon

5.1.1) Le Triton marbré *Triturus marmoratus*

- Occupation naïve

Lors du suivi par présence-absence de 2015, le Triton marbré *Triturus marmoratus* a été observé sur 14 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,20$. En 2011, il avait été contacté sur 24 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,34$.

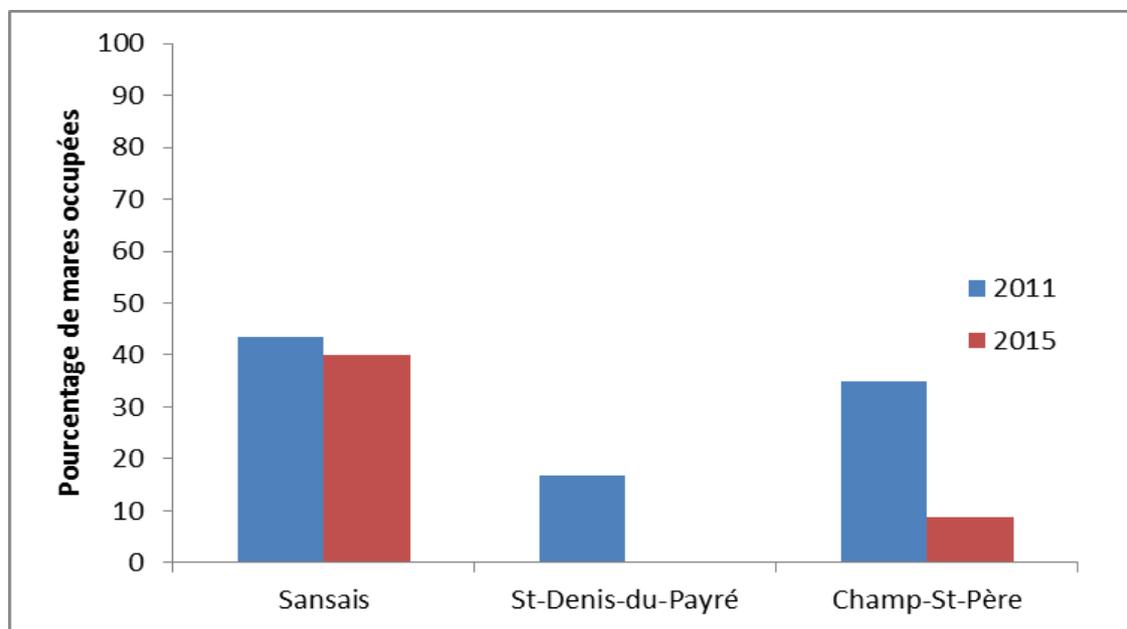


Figure 12. Pourcentage de mares occupées par le Triton marbré en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence du Triton marbré *Triturus marmoratus* en période de reproduction sont principalement le couvert en hydrophytes enracinées, le milieu culture, le couvert en végétation aquatique, la distance à une zone humide, la profondeur d'eau, la longueur de l'habitat aquatique, la turbidité.

Tableau V. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence du Triton marbré *Triturus marmoratus* dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
HYDROPHYTES ENRACINEES	151,88	0,00	0,838
MILIEU CULTURE	156,65	4,77	0,077
DISTANCE ZONE HUMIDE	158,46	6,58	0,031
PROFONDEUR	159,63	7,75	0,017
LONGUEUR	159,63	7,75	0,017
TURBIDITE	160,13	8,25	0,014
Modèle sans variable	162,23	10,35	0,005

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation du Triton marbré en 2011 (AIC=139,30 ; $\hat{c} = 0,8$) est celui pour lequel l'occupation dépend du milieu culture, de la distance à une zone humide et de la profondeur de l'habitat aquatique ; la probabilité de détection varie en fonction des passages.

$$\psi (\text{cst} \times \text{CULTURE} \times \text{DISTANCE ZONE HUMIDE} \times \text{PROFONDEUR}), \mathbf{p}(t)$$

Ces trois variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison du Triton marbré.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 256,30) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du milieu culture, de la distance à une zone humide et de la profondeur de l'habitat aquatique ; la colonisation est constante ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection varie en fonction des années :

$$\psi(\text{cst} \times \text{CULTURE} \times \text{DISTANCE ZONE HUMIDE} \times \text{PROFONDEUR}), \gamma(\text{cst}), \varepsilon(\text{cst}), \mathbf{p}(\text{années})$$

Tableau VI. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour le Triton marbré *Triturus marmoratus*, Ψ occupation ; \mathbf{p} probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,50	0,133	0,156	0,758
Ψ_{2015}	0,25	0,099	0,055	0,445
\mathbf{p}_{2011}	0,26	0,039	0,187	0,342
\mathbf{p}_{2015}	0,29	0,099	0,138	0,515
γ	0,03	0,059	0,001	0,655
ε	0,53	0,143	0,271	0,779
λ	0,60	0,140	0,329	0,878

L'occupation estimée du Triton marbré diminue entre 2011 ($\Psi_{2011}=0,50$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,25$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,53$) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,03$). De plus, le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation du Triton marbré dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015. Les probabilités de détection sont assez faibles en 2011 ($p_{2011} = 0,26$) comme en 2015 ($p_{2015} = 0,29$).

Les paramètres estimés tendent donc à montrer une raréfaction du Triton marbré sur les mares de bordure du Marais poitevin.

5.1.2) Le Triton palmé *Lissotriton helveticus*

- Occupation naïve

Lors du suivi par présence-absence de 2015, le Triton palmé *Lissotriton helveticus* a été observé sur 28 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,39$. En 2011, il avait été contacté sur 43 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,61$.

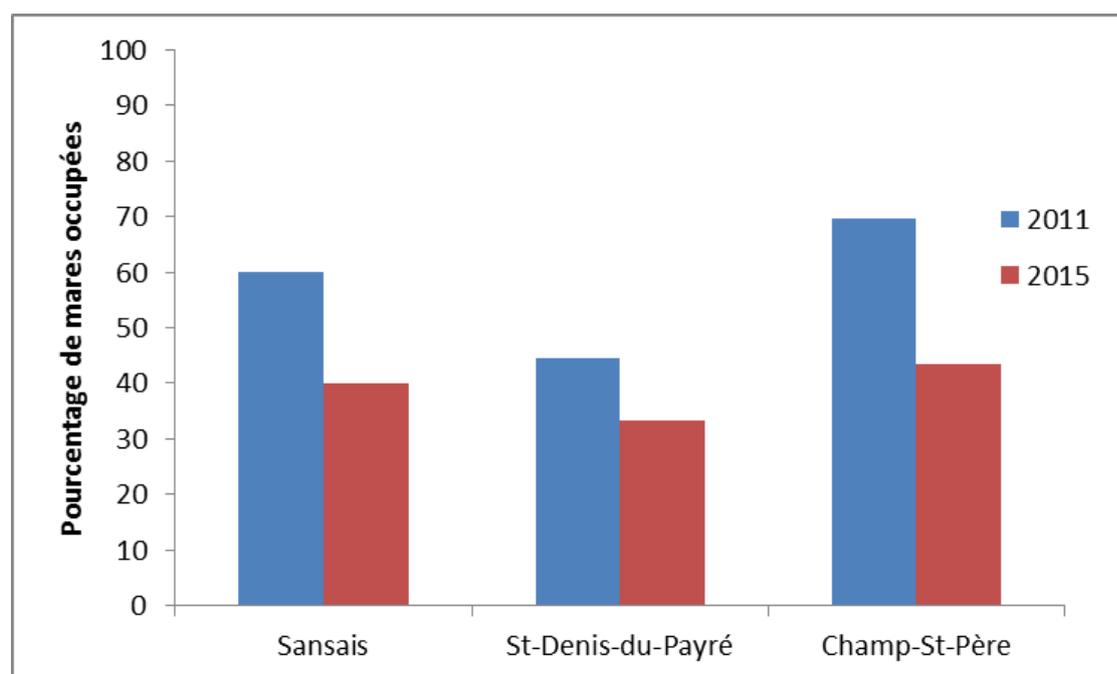


Figure 13. Pourcentage de mares occupées par le Triton palmé en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence du Triton palmé *Lissotriton helveticus* en période de reproduction sont principalement le couvert en hydrophytes enracinées, la turbidité de l'eau, la végétation et la présence d'Ecrevisse de Louisiane.

Tableau VII. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence du Triton palmé *Lissotriton helveticus* dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
HYDROPHYTES ENRACINEES	236,23	0,00	0,809
VEGETATION AQUATIQUE	240,24	3,99	0,110
TURBIDITE	242,13	5,88	0,043
EPAISSEUR DU SUBSTRAT	244,65	8,40	0,012
TEMPORAIRE	245,73	8,40	0,012
PRESENCE D'ECREVISSE	245,84	9,48	0,007
Modèle sans variable	245,84	9,59	0,007

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation du Triton palmé en 2011 (AIC=232,79 ; $\hat{c}=2,23$) est celui pour lequel l'occupation dépend du couvert en hydrophytes enracinées et de la présence d'Ecrevisse de Louisiane ; la probabilité de détection varie en fonction du temps.

$$\psi(\text{cst} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{ECREVISSE}), p(t)$$

Ces deux variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison du Triton palmé.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 434,67) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du couvert en hydrophytes enracinées et de la présence d'Ecrevisse de Louisiane. La colonisation est constante ; l'extinction varie en fonction de l'évolution du couvert de la végétation aquatique ; la probabilité de détection varie en fonction des années.

$$\psi(\text{cst} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{ECREVISSE}), \\ \gamma(\text{cst}), \varepsilon(\text{cst} \times \text{EVOLUTION VEGETATION}), p(\text{années})$$

L'occupation estimée du Triton palmé diminue entre 2011 ($\Psi_{2011}=0,70$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,45$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,43$) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,12$). De plus, le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation du Triton palmé dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015.

Tableau VIII. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour le Triton palmé *Lissotriton helveticus*,
 Ψ occupation ; p probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,70	0,083	0,482	0,851
Ψ_{2015}	0,45	0,096	0,262	0,639
p_{2011}	0,43	0,048	0,340	0,526
p_{2015}	0,49	0,066	0,362	0,617
γ	0,12	0,113	0,017	0,525
ε	0,41	0,106	0,223	0,626
λ	0,65	0,101	0,453	0,849

Les paramètres estimés indiquent une raréfaction du Triton palmé sur les mares de bordure du Marais poitevin avec un taux de variation d'occupation bien inférieur à 1.

5.1.3) Le Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus*

- Occupation naïve

Lors du suivi par présence-absence de 2015, le Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus* a été observé sur 7 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,10$. En 2011, il avait été contacté sur 2 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,03$.

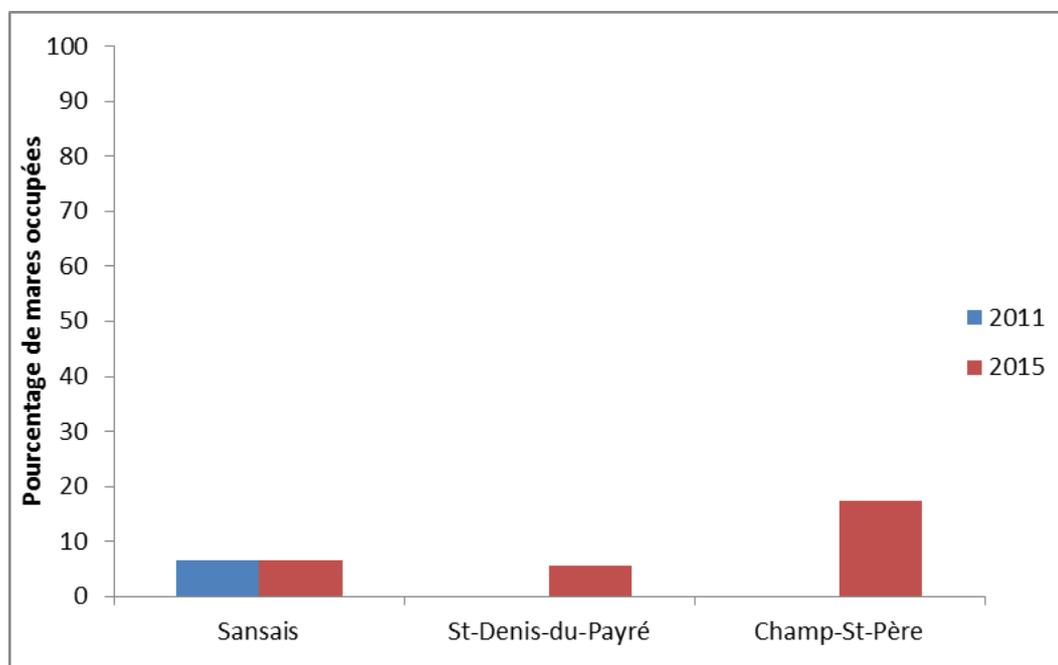


Figure 14. Pourcentage de mares occupées par le Crapaud épineux en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence du Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus* en période de reproduction sont le couvert en végétation aquatique, le couvert en hydrophytes enracinées et le couvert en héliophytes.

Tableau IX. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence du Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus* dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
VEGETATION AQUATIQUE	24,60	0,00	0,398
HYDROPHYTES ENRACINEES	25,44	0,84	0,262
HELOPHYTES	26,51	1,91	0,153
Modèle sans variable	26,65	2,05	0,143

Ces variables sont utilisées pour modéliser l'occupation du Crapaud épineux en 2015.

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation du Crapaud épineux en 2011 (AIC=20,56 ; $\hat{c}=0,44$) est celui pour lequel l'occupation dépend du couvert en végétation aquatique et du couvert en héliophytes ; la probabilité de détection est constante.

$$\psi (\text{cst} \times \text{VEGETATION} \times \text{HELOPHYTES}), p(\text{cst})$$

Ces deux variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison du Crapaud épineux.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 94,25 ; $w_i = 0,2953$) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du couvert en végétation aquatique et du couvert en héliophytes. La colonisation est constante ; l'extinction varie en fonction de l'évolution du couvert de la végétation aquatique ; la probabilité de détection varie en fonction des années.

$$\psi (\text{cst} \times \text{VEGETATION} \times \text{HELOPHYTES}), \gamma (\text{cst}), \varepsilon (\text{cst} \times \text{EVOLUTION VEGETATION}), p(\text{années})$$

Tableau X. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour le Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus*, Ψ occupation ; p probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,25	0,059	0,225	0,295
Ψ_{2015}	0,14	0,119	0,015	0,374
p_{2011}	0,04	0,027	0,009	0,143
p_{2015}	0,70	0,109	0,454	0,864
γ	0,06	0,034	0,019	0,173
ε	0,56	0,126	0,182	0,969
λ	données insuffisantes	données insuffisantes	données insuffisantes	données insuffisantes

L'occupation estimée du Crapaud épineux est similaire en 2011 ($\Psi_{2011}=0,25$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,14$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,56$) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,06$). Cependant, le faible nombre de données ne permet pas de calculer un taux de variation d'occupation (λ) cohérent.

Les paramètres estimés ne permettent pas de dégager une tendance concernant l'occupation du Crapaud épineux sur les mares de bordure du Marais poitevin, avec des probabilités de détection très hétérogènes ($p_{2011}=0,04$; $p_{2015}=0,70$).

5.1.4) La Rainette verte *Hyla arborea*

- Occupation naïve

Lors du suivi par présence-absence de 2015, la Rainette verte *Hyla arborea* a été observée sur 27 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,38$. En 2011, elle avait été contactée sur 33 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,46$.

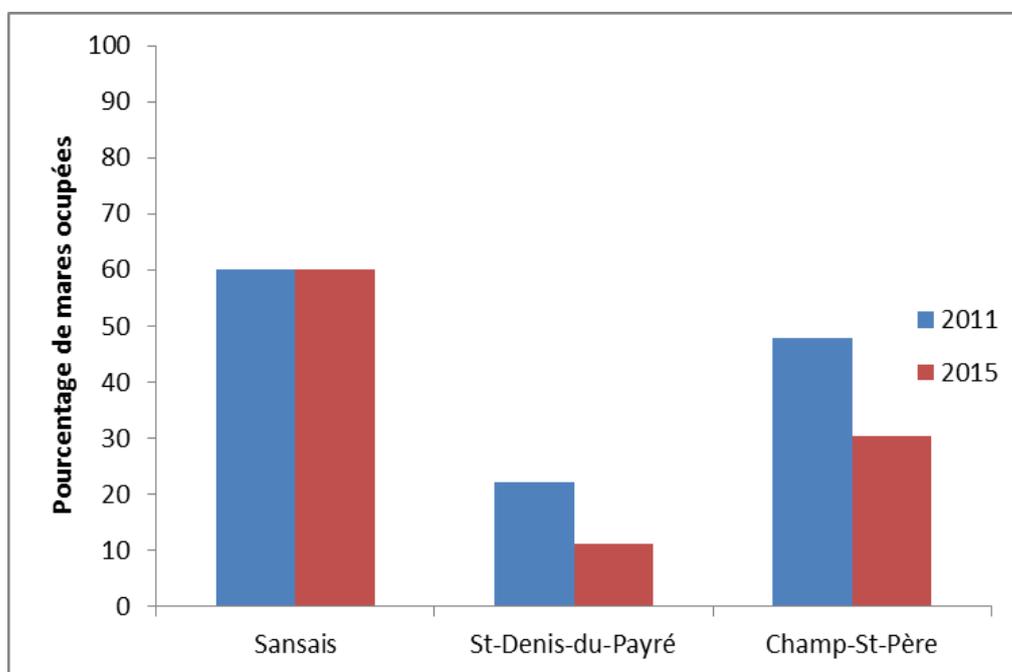


Figure 15. Pourcentage de mares occupées par la Rainette verte en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence de la Rainette verte *Hyla arborea* en période de reproduction sont principalement le couvert en hydrophytes enracinées, le milieu culture, la distance à une zone humide, l'épaisseur du substrat, le caractère temporaire, l'utilisation et la longueur de l'habitat aquatique.

Tableau XI. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence de la Rainette verte *Hyla arborea* dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
HYDROPHYTES ENRACINEES	174,32	0,00	0,942
CULTURE	180,55	6,43	0,042
DISTANCE ZONE HUMIDE	184,81	10,49	0,005
EPAISSEUR SUBSTRAT	185,86	11,54	0,003
TEMPORAIRE	185,86	11,54	0,003
UTILISATION	185,36	12,04	0,002
LONGUEUR	187,24	12,92	0,002
Modèle sans variable	187,56	13,24	0,001

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation de la Rainette verte en 2011 (AIC=161,88 ; $\hat{c} = 1,56$) est celui pour lequel l'occupation dépend du couvert en hydrophytes enracinées, du milieu culture, de l'utilisation de l'habitat aquatique, de l'épaisseur du substrat, de la longueur de l'habitat aquatique ; la probabilité de détection varie avec le temps.

$$\psi (\text{cst} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{CULTURE} \times \text{UTILISATION} \times \text{EPAISSEUR} \times \text{LONGUEUR}),$$

$$p(t)$$

Ces cinq variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison de la Rainette verte.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 325,89) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du couvert en hydrophytes enracinées, du milieu culture, de l'utilisation de l'habitat aquatique, de l'épaisseur du substrat et de la longueur de l'habitat aquatique. La colonisation et l'extinction varient en fonction de l'évolution du couvert en hydrophytes enracinées ; la probabilité de détection varie en fonction des années.

$$\psi (\text{cst} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{CULTURE} \times \text{UTILISATION} \times \text{EPAISSEUR} \times \text{LONGUEUR}),$$

$$\gamma (\text{cst} \times \text{EVOLUTION HYDROPHYTES ENRACINEES}), \epsilon (\text{cst} \times \text{EVOLUTION HYDROPHYTES ENRACINEES}), p(\text{années})$$

Tableau XII. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour la Rainette verte *Hyla arborea*,
 Ψ occupation ; p probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,54	0,118	0,292	0,780
Ψ_{2015}	0,38	0,101	0,181	0,577
p_{2011}	0,37	0,048	0,283	0,470
p_{2015}	0,70	0,054	0,588	0,797
γ	0,11	0,078	0,013	0,551
ε	0,38	0,095	0,208	0,587
λ	0,70	0,123	0,461	0,946

L'occupation estimée de la Rainette verte diminue entre 2011 ($\Psi_{2011}=0,54$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,38$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,38$) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,11$). De plus, le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1 traduisant une baisse de l'occupation de la Rainette verte dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015.

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

5.1.6) La Grenouille agile *Rana dalmatina*

- Occupation naïve

Lors du suivi par présence-absence de 2015, la Grenouille agile *Rana dalmatina* a été observée sur 46 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,65$. En 2011, elle avait été contactée sur 26 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,37$.

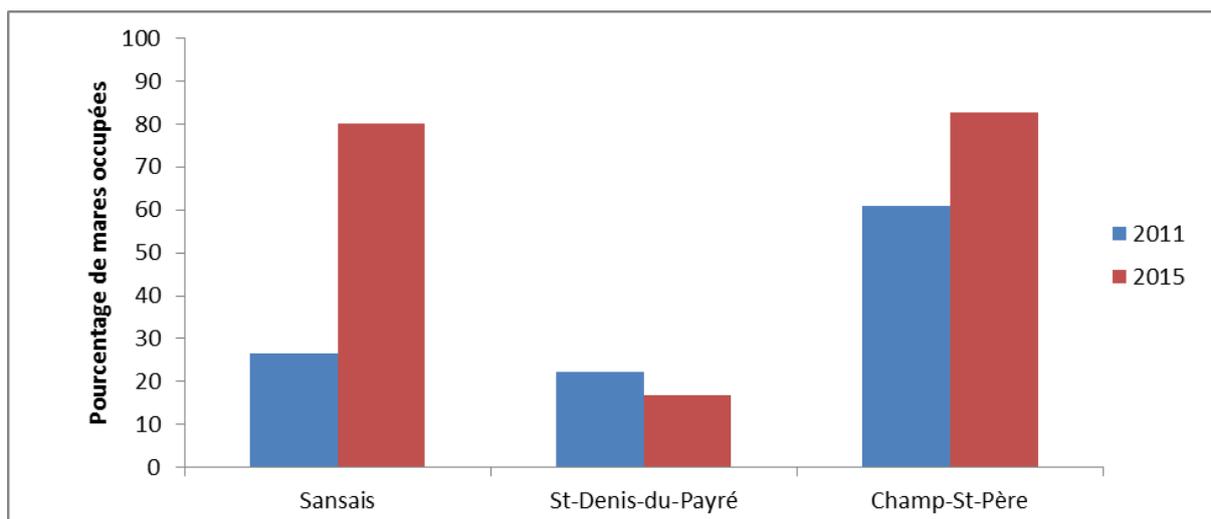


Figure 16. Pourcentage de mares occupées par la Grenouille agile en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence de la Grenouille agile *Rana dalmatina* en période de reproduction sont le couvert en hélophytes, le couvert en hydrophytes libres, l'épaisseur du substrat, le caractère temporaire de l'habitat aquatique, la présence d'un exutoire (connexion), le couvert en végétation aquatique et le couvert en hydrophytes enracinées.

Tableau XIII. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence de la Grenouille agile *Rana dalmatina* dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
COUVERT EN HELOPHYTES	158,53	0,00	0,805
COUVERT EN HYDROPHYTES LIBRES	164,12	5,59	0,049
EPAISSEUR SUBSTRAT	164,83	6,30	0,035
TEMPORAIRE	164,83	6,30	0,035
CONNEXION	165,46	6,93	0,025
COUVERT EN VEGETATION AQUATIQUE	166,15	7,62	0,018
COUVERT EN HYDROPHYTES ENRACINEES	166,21	7,68	0,017
Modèle sans variable	166,27	7,74	0,017

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation de la Grenouille agile en 2011 (AIC=152,38 ; $\hat{c}=1,11$) est celui pour lequel l'occupation dépend du couvert en hélophytes, du couvert en hydrophytes enracinées et du couvert de la végétation aquatique, la probabilité de détection varie en fonction des passages.

$$\psi (\text{cst} \times \text{HELOPHYTES} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{VEGETATION}), \mathbf{p}(t)$$

Ces trois variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison de la Grenouille agile.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 333,81) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du couvert en hélophytes, du couvert en hydrophytes enracinées et du couvert de la végétation aquatique. La colonisation varie en fonction de l'évolution du couvert de la végétation aquatique ; l'extinction est constante ; la probabilité de détection varie en fonction des années.

$$\psi (\text{cst} \times \text{HELOPHYTES} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{VEGETATION}), \gamma (\text{cst} \times \text{EVOLUTION VEGETATION}), \varepsilon (\text{cst}), \mathbf{p}(\text{années})$$

Tableau XIV. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour la Grenouille agile *Rana dalmatina*,
 Ψ occupation ; p probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,40	0,103	0,218	0,654
Ψ_{2015}	0,64	0,081	0,486	0,802
p_{2011}	0,40	0,070	0,276	0,544
p_{2015}	0,89	0,027	0,825	0,933
γ	0,50	0,097	0,315	0,688
ε	0,15	0,071	0,059	0,346
λ	1,77	0,271	1,239	2,299

L'occupation estimée de la Grenouille agile augmente entre 2011 ($\Psi_{2011}=0,40$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,64$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,15$) est inférieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,50$). De plus, le taux de variation d'occupation (λ) est supérieur à 1 traduisant une hausse de l'occupation de la Grenouille agile dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015.

Les paramètres estimés tendent donc à montrer une augmentation de l'occupation de la Grenouille agile sur les mares de bordure du Marais poitevin.

5.1.7) La Grenouille « verte » *Pelophylax* sp.

- Occupation naïve

Lors du suivi de 2015, la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. a été observée sur 50 mares bocagères étudiées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2015)} = 0,70$. En 2011, elle avait été contactée sur 54 mares prospectées, avec une occupation naïve de : $\Psi_{naïve(2011)} = 0,76$.

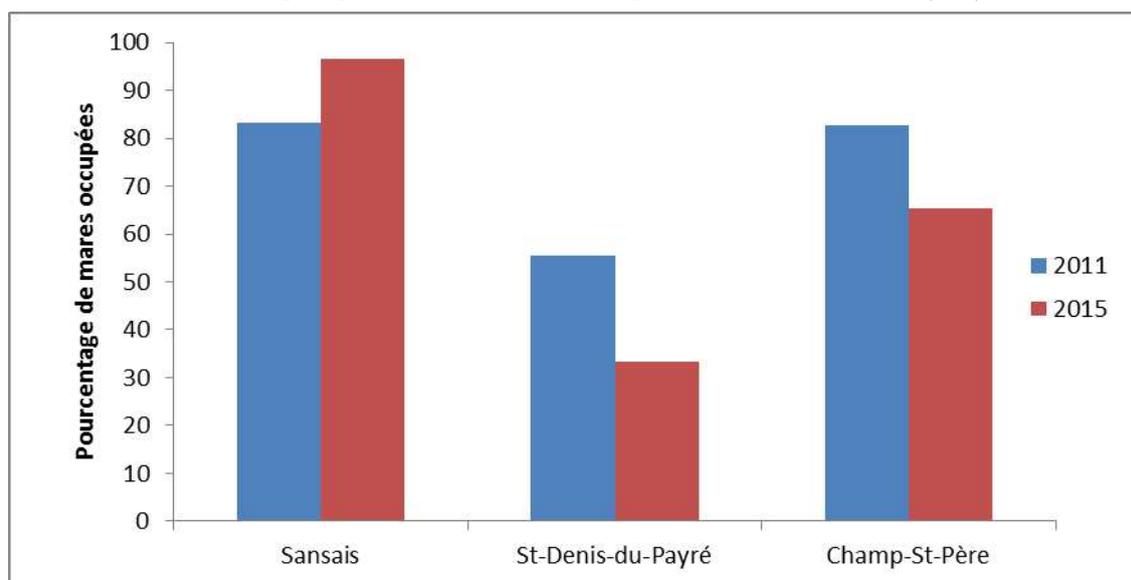


Figure 17. Pourcentage de mares occupées par les Grenouilles « vertes » en fonction des secteurs de bocage du Marais poitevin en 2011 et 2015.

- Sélection des variables pour l'année 2011

Dans les mares de bordure du Marais poitevin, les variables influençant la présence de la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. en période de reproduction sont principalement l'épaisseur du substrat, la caractère temporaire de l'habitat aquatique, le couvert en hydrophytes enracinées, le milieu culture, le substrat litière et la turbidité de l'eau.

Tableau XV. Sélection des variables influençant la présence ou l'absence de la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp. dans les mares de bordure du Marais poitevin en 2011.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
EPAISSEUR SUBSTRAT	273,29	0,00	0,388
TEMPORAIRE	273,29	0,00	0,388
HYDROPHYTES ENRACINEES	275,35	2,06	0,139
CULTURE	276,87	3,58	0,065
LITIERE	280,85	7,56	0,009
TURBIDITE	281,57	8,28	0,006
Modèle sans variable	282,07	8,78	0,005

- Modélisation de l'occupation en 2011

Le meilleur modèle pour expliquer l'occupation de la Grenouille verte en 2011 (AIC=263,17 ; $\hat{c}=1,70$) est celui pour lequel l'occupation dépend du caractère temporaire de l'habitat aquatique ; du milieu culture ; du couvert en hydrophytes enracinées et du substrat litière; la probabilité de détection varie en fonction des passages.

$$\psi (\text{cst} \times \text{TEMPORAIRE} \times \text{CULTURE} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{LITIERE}), \mathbf{p}(t)$$

Ces quatre variables sont prises en compte pour modéliser l'occupation multiple-saison de la Grenouille verte.

- Occupation multiple-saisons 2011-2015

Le meilleur modèle (AIC = 522,55) est celui pour lequel l'occupation varie en fonction du caractère temporaire de l'habitat aquatique, du milieu culture, du couvert en hydrophytes enracinées et du substrat litière. La colonisation est constante et l'extinction dépend de l'évolution du couvert en hydrophytes enracinées ; la probabilité de détection varie en fonction des années.

$$\psi (\text{cst} \times \text{TEMPORAIRE} \times \text{CULTURE} \times \text{HYDROPHYTES ENRACINEES} \times \text{LITIERE}), \gamma (\text{cst}), \varepsilon (\text{cst} \times \text{EVOLUTION HYDROPHYTES ENRACINEES}), \mathbf{p}(\text{années})$$

Tableau XVI. Résultat de l'occupation multiple-saisons pour la Grenouille « verte » *Pelophylax* sp.,
 Ψ occupation ; p probabilité de détection ; γ colonisation ; ε extinction ; λ taux de variation d'occupation.

Paramètre	Valeur estimée	Erreur-standard	Intervalle de confiance inférieure à 95%	Intervalle de confiance supérieure à 95%
Ψ_{2011}	0,80	0,082	0,449	0,929
Ψ_{2015}	0,72	0,083	0,555	0,880
p_{2011}	0,62	0,040	0,542	0,699
p_{2015}	0,72	0,040	0,635	0,790
γ	0,52	0,141	0,264	0,766
ε	0,22	0,069	0,108	0,388
λ	0,93	0,080	0,77	1,08

L'occupation estimée de la Grenouille verte diminue légèrement entre 2011 ($\Psi_{2011}=0,80$) et 2015 ($\Psi_{2015}=0,72$). L'extinction locale estimée entre 2011 et 2015 ($\varepsilon = 0,22$) est inférieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0,52$). D'autre part, le taux de variation d'occupation (λ) est proche à 1 traduisant une stagnation de l'occupation de la Grenouille verte dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015. Les probabilités de détection sont élevées en 2011 comme en 2015 ($p_{2011}=0,62$; $p_{2015}=0,72$).

Les paramètres estimés tendent donc à montrer un maintien de l'occupation de la Grenouille verte sur les mares de bordure du Marais poitevin.

5.2) Richesse taxonomique

La richesse taxonomique est une mesure de la biodiversité désignant le nombre de taxons total observé sur un site. Il s'agit donc dans le cas présent du nombre de taxons d'Amphibien recensé sur chaque mare du dispositif de suivi.

5.2.1) Distribution générale de la richesse taxonomique en Amphibiens sur les mares de bordure du Marais poitevin

Sur l'ensemble de l'échantillon (n = 71), en considérant tous les types d'observation, la richesse taxonomique moyenne est de 2,75 taxons par mare en 2011 et 2,94 en 2015 (Cf. Fig. 18). En ne prenant en compte que l'observation de larves, de têtards, de pontes ou d'œufs, la richesse spécifique moyenne est de 2,24 en 2011 et de 2,31 en 2015.

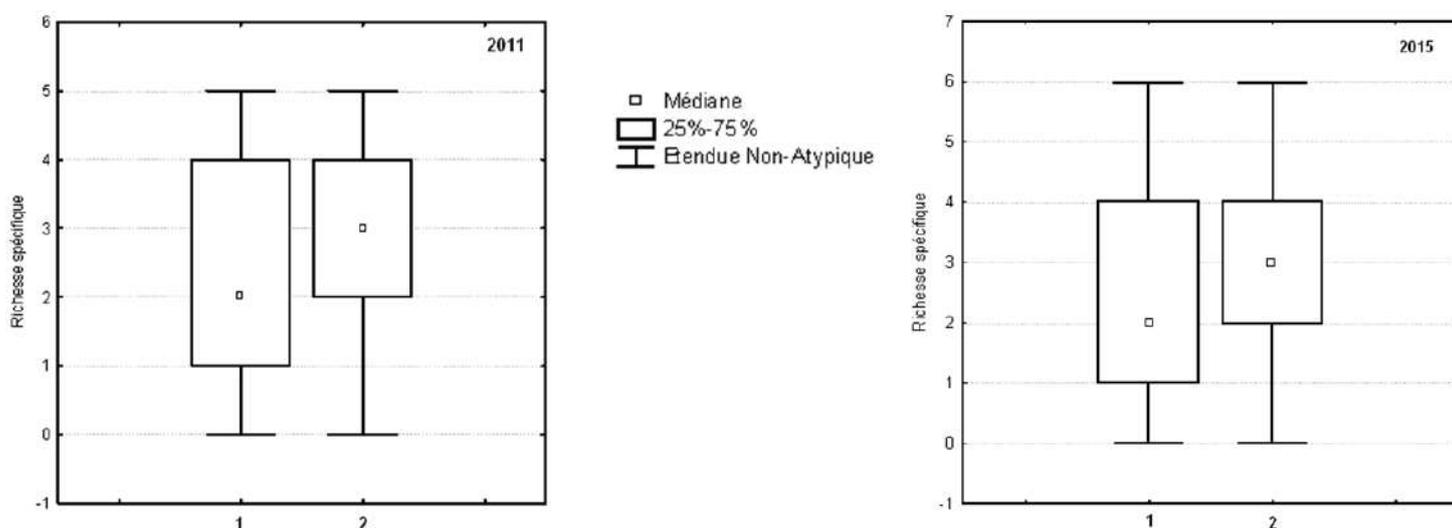


Figure 18. Richesse taxonomique de 2011 et 2015 avec S (1) : observation des pontes, des œufs, des larves et des têtards et S (2) : observations des adultes.

Tableau XVII. Analyse de la distribution de la Richesse taxonomique en 2011 et 2015.

	N Actifs	Moyenne	Méd.	Min	Max	1er Quart.	3ème Quart.	Var.	Ecart-t.	Erreur t.
2011 : larves et pontes	71	2,24	2,00	0,00	5,00	1,00	4,00	2,76	1,66	0,20
2011 : toutes observations	71	2,75	3,00	0,00	5,00	2,00	4,00	2,16	1,47	0,17
2015 : larves et pontes	71	2,31	2,00	0,00	6,00	1,00	4,00	2,62	1,62	0,19
2015 : toutes observations	71	2,94	3,00	0,00	6,00	2,00	4,00	2,74	1,66	0,20

La richesse taxonomique entre 2011 et 2015 ne varie pas beaucoup. Par ailleurs, la richesse taxonomique maximale atteint 6 taxons en 2015 contre 5 en 2011. En considérant l'ensemble des types d'observations, en 2015, 60% des mares ont une richesse spécifique supérieure à 2 (Cf. Fig. 20). Cette configuration est difficile à percevoir pour les larves d'Amphibiens qui montrent une distribution plus hétérogène (Cf. Fig. 19).

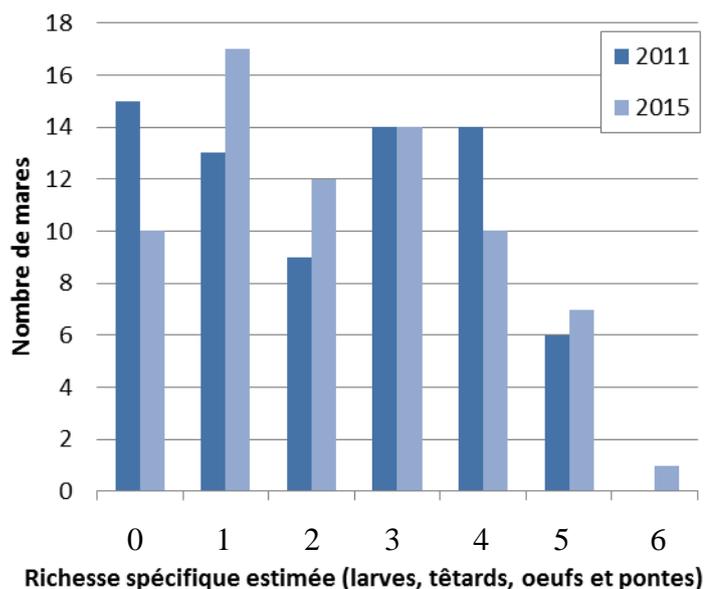


Figure 1. Distribution de la richesse spécifique en larves, têtards, pontes et œufs sur l'échantillon de mares N=71.

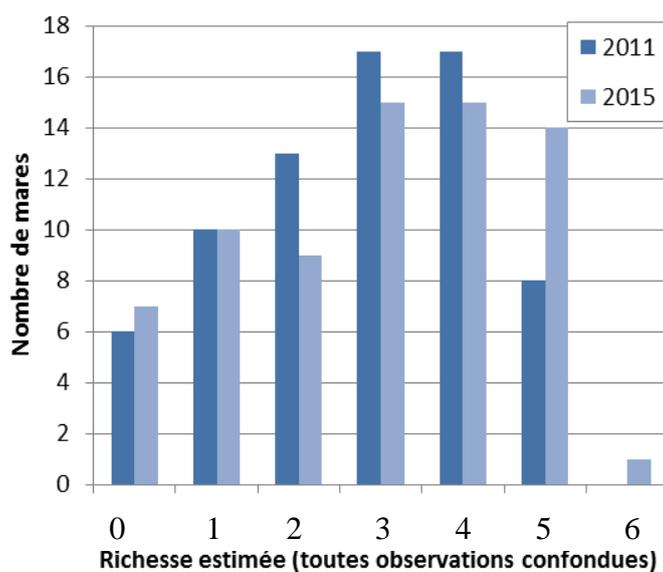


Figure 20. Distribution de la richesse spécifique toutes observations confondues sur l'échantillon de mares N=71

5.2.2) Richesse taxonomique estimée par secteur

D'après la modélisation de la richesse taxonomique estimée à l'aide de l'estimateur de Royle, une évolution entre 2011 et 2015 ne peut être notée. Une variabilité de la richesse taxonomique est observée entre les secteurs de Sansais et de Champ-Saint-Père avec le secteur de Saint-Denis du Payré (Cf. Fig. 21). A titre de comparaison, 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.

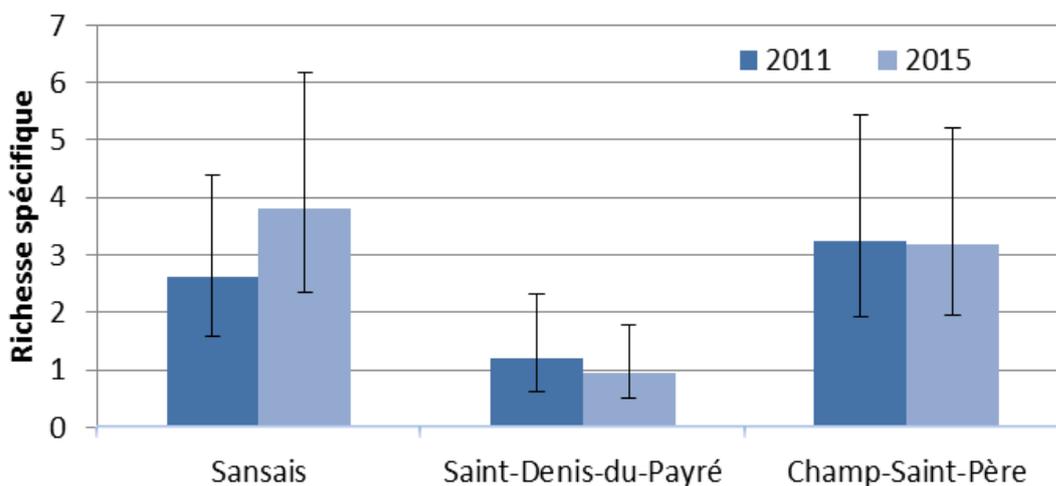


Figure 21. Présentation de la richesse spécifique par secteurs en 2011 et 2015.

La distribution de la richesse taxonomique (nature du contact : larves, œufs et pontes sauf *Pelophylax* sp. : adulte) a été cartographiée sur l'ensemble du territoire suivi en 2015 (Cf. Fig. 22).

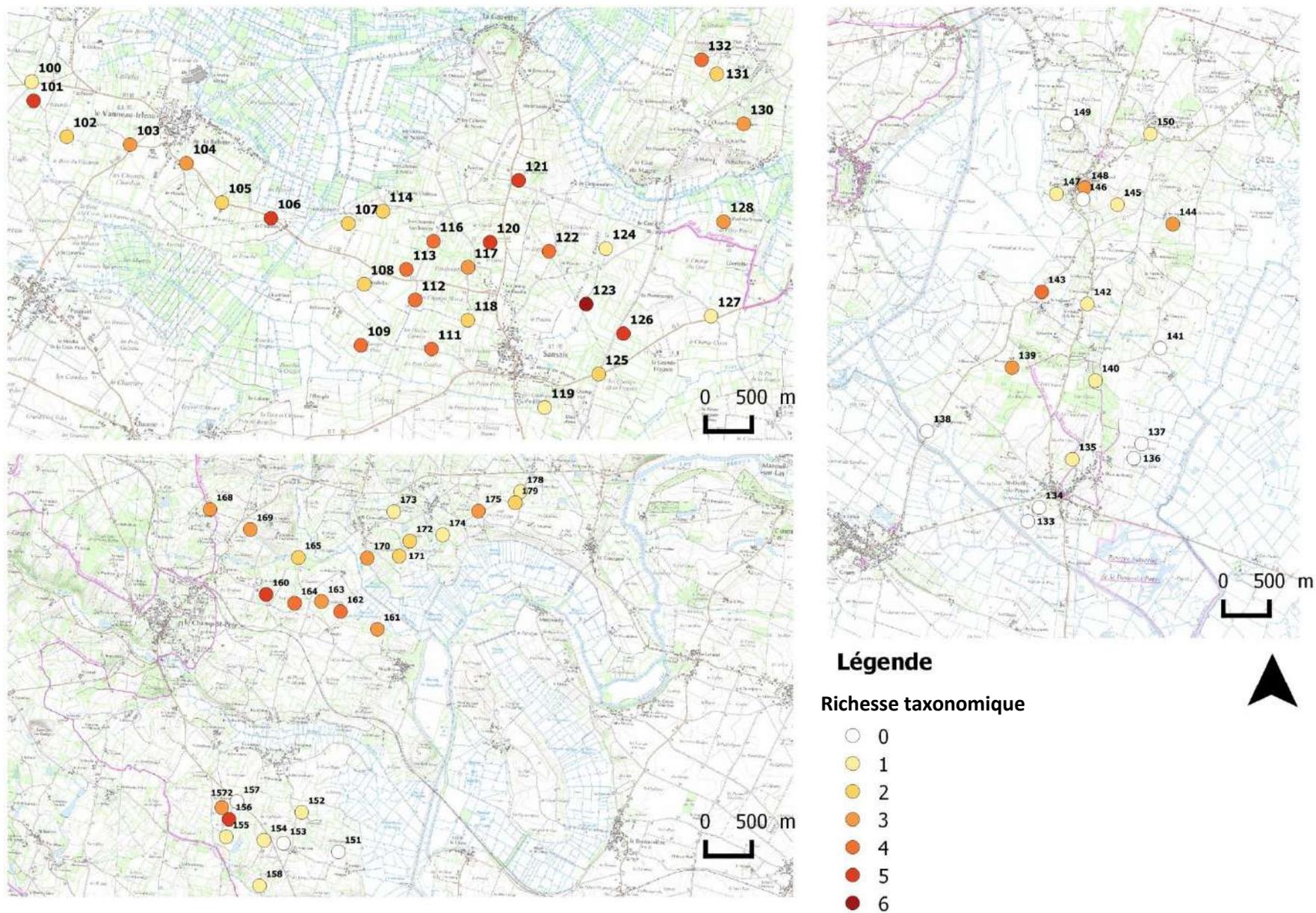


Figure 22. Richesse taxonomique (nature du contact : larves, œufs et pontes sauf *Pelophylax* sp. : adulte) par secteur en 2015.

5.2.3) Test d'évolution de la répartition de la richesse taxonomique de 2011 à 2015

La répartition de la richesse taxonomique entre 2011 et 2015 ont été comparées en fonction de la nature des contacts.

Les résultats des différents tests statistiques ont été calculés pour des échantillons appariés (Cf. Tab. 28).

Tableau XVIII. Test d'hypothèse avec comme seuil de significativité $\alpha = 0,05$: N = nombre de mares ; T = test de Wilcoxon pour échantillon apparié ; Z = valeur de la distribution normale ; p = probabilité

Types d'observations	N	T	Z	p
Larves, têtards, œufs, pontes	71	614,5000	0,222025	0,824294
Toutes observations	71	500,5000	0,897448	0,369481

La richesse taxonomique ne varie pas significativement en fonction des années en prenant en compte que les preuves de reproduction (larves, têtards et pontes) ($Z = 0,22$; $p = 0,825$). De la même manière, la richesse taxonomique ne varie pas significativement en fonction des années en prenant en compte toutes les natures de contact (toutes observations) ($Z = 0,89$; $p = 0,369$).

5.3) Variables du paysage et richesse taxonomique

La richesse taxonomique a été modélisée en fonction des variables du paysage (Cf. Tab. 29).

Tableau XIX. Présentation des principales variables du paysage explicatives de la richesse spécifique modélisée à l'aide d'une méthode de Royle.

Variables	AIC	Delta AIC	AIC wgt
LINEAIRE DE HAIES	135.84	0.00	0.10679
OCCUPATION DU SOL EN PRAIRIES	150.97	15.13	0.0000
NOMBRE DE POINTS D'EAU	159.15	23.31	0.0000
Modèle sans variables	159.52	23.68	0.0000

La variable ayant le plus de poids pour estimer la richesse taxonomique est le linéaire de haie par buffer (AIC wgt = 0,106).

La relation entre la richesse taxonomique estimée et le linéaire de haie indique qu'une richesse taxonomique satisfaisante (au moins 3 espèces d'Amphibiens) correspond à un linéaire de haie par buffer d'au moins 8000 m, soit 159 mètres linéaire de haie par hectare (Cf. Fig. 23). De la même manière, une richesse taxonomique estimée de 4 espèces d'Amphibiens correspond à un linéaire de haie de 10000 m par buffer, soit 200 mètres linéaire de haie par hectare (Cf. Fig. 23).

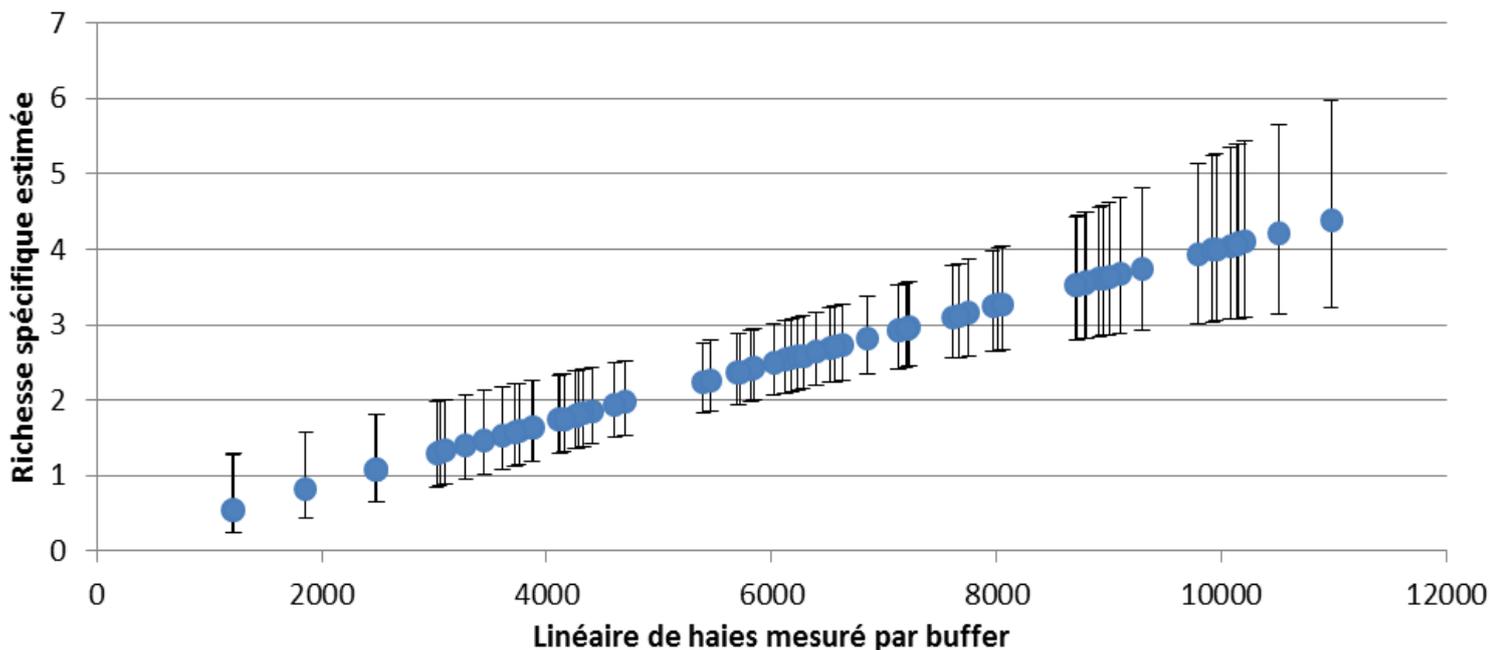


Figure 23. Evolution de la richesse taxonomique des Amphibiens des mares bocagères du Marais poitevin en fonction du linéaire de haies mesuré par zone tampon de 400 mètres de rayon.

Il n'y a pas de changement significatif du linéaire de haie entre 2011 et 2015. Cependant, certaines espèces d'Amphibien ont eu une évolution de leur occupation durant cette période. Certaines mares ont une richesse taxonomique moins élevée en 2015 sans pour autant avoir un changement significatif de l'ensemble. Le seul changement important à l'échelle de la zone d'étude est l'installation progressive d'une espèce exotique envahissante, l'Ecrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii*.

5.4) Evaluation de l'impact de l'Ecrevisse de Louisiane

5.4.1) Richesse taxonomique

La richesse taxonomique estimée par la méthode de Royle, diminue à la manière d'une fonction inverse, par rapport aux densités d'Ecrevisse de Louisiane (Cf. Fig. 24). Une richesse taxonomique de plus de 2 Amphibiens correspond à des densités d'Ecrevisse de Louisiane nulles ou très faibles (≤ 2 individus capturés pour 10 minutes de pêche).

La richesse taxonomique diminue avec environ 2 espèces d'Amphibiens présentes pour des densités d'Ecrevisse de Louisiane de 3 à 5 individus pour 10 minutes de pêche. Lorsque les densités d'Ecrevisse de Louisiane sont supérieures à 5 individus pour 10 minutes de pêche, la richesse taxonomique est inférieure à 2 espèces d'Amphibiens et diminue progressivement pour tendre vers une seule espèce d'Amphibien.

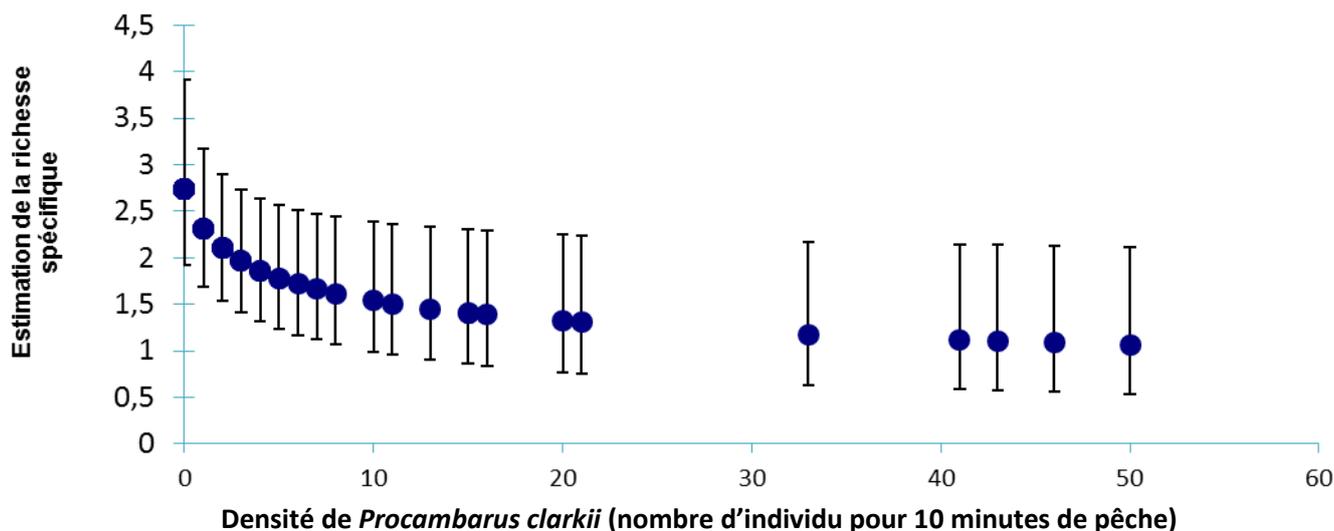


Figure 24. Evolution de la richesse spécifique estimée (Lambda – Modèle de Royle : Repeated Count Data) en fonction de l’abondance de *Procambarus clarkii* (en nombre d’individus pêché en 10 minutes sur l’ensemble des mares en 2015).

5.4.2) Abondance de Triton palmé

Parmi les espèces d’Amphibiens dont l’occupation a diminuée entre 2011 et 2015, le Triton palmé est l’espèce dont l’occupation montre la régression la plus marquée. Pour cette raison, un protocole a été mis en place afin d’évaluer l’impact de l’Ecrevisse de Louisiane sur cette espèce.

D’après le protocole réalisé, la densité d’adultes de Triton palmé diminue lorsque la densité d’Ecrevisse de Louisiane augmente (Cf. Fig. 25). Une abondance de plus de 2 adultes de Triton palmé capturés pour 10 minutes de pêche correspond à une densité d’Ecrevisse de Louisiane nulle ou très faible (aucun individu capturé pour 10 minutes de pêche).

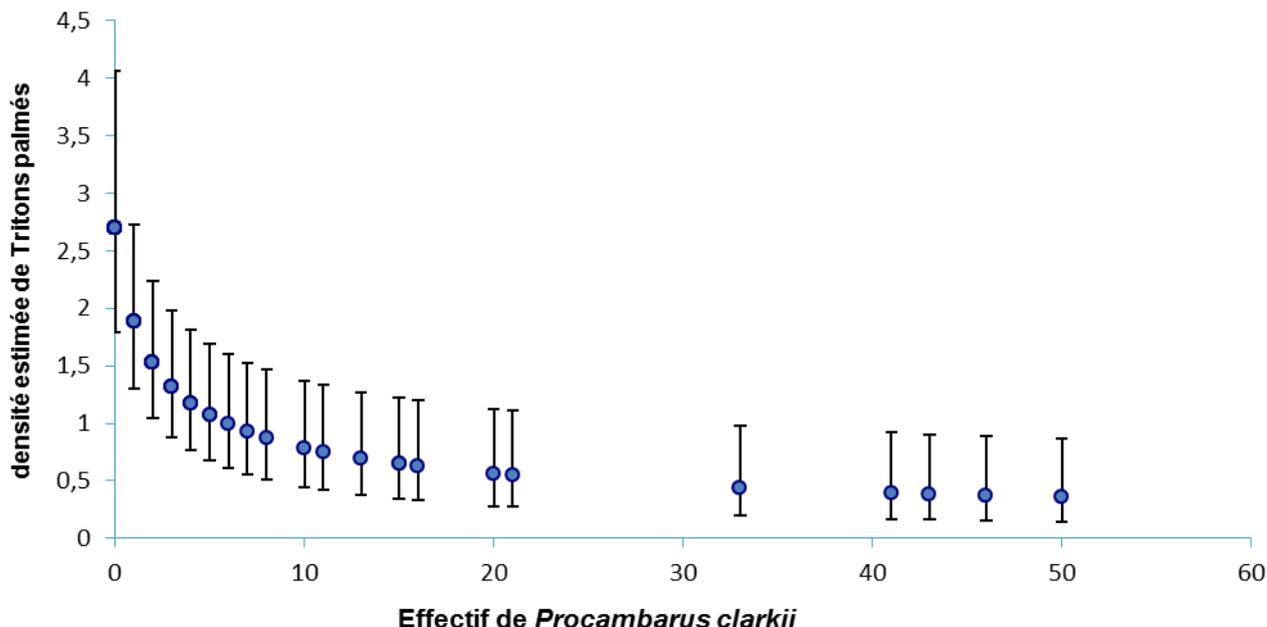


Figure 25. Evolution de la densité estimée de *Lissotriton helveticus* par une méthode N-mixture en fonction de l’abondance de *Procambarus clarkii* en effectif pêché en 10 minute sur chaque mare.

DISCUSSION- CONCLUSION



Le Pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus* est un Anoure de petite taille propre aux dépressions prairiales.
© Thirion, OBIOS

6) Discussion-Conclusion

6.1) Occupation spatiale des espèces

Sur l'ensemble du suivi, 3 espèces accusent une baisse d'occupation dans les mares de bordure et Marais poitevin entre 2011 et 2015 : le Triton marbré, le Triton palmé et la Rainette verte. Seule la Grenouille agile voit son occupation légèrement augmenter. Cette augmentation de la distribution de la Grenouille agile est à relativiser et cela doit être identifié comme un meilleur succès de reproduction pour l'année 2015 par rapport à 2011. L'occupation du complexe des Grenouilles vertes reste stable.

La diminution du couvert en végétation aquatique et la diminution du couvert en hydrophytes enracinées sont les deux variables qui ont le plus de poids dans la modélisation pour expliquer l'évolution de l'occupation des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015.

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 déclinés 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).

L'impact de l'Écrevisse de Louisiane *Procambarus clarkii* peut également expliquer, en partie, l'évolution de l'occupation spatiale des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin. En effet, l'introduction d'espèce envahissante exotique est une cause importante du déclin des Amphibiens (Semlitsch, 2003). L'Écrevisse 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 Marais-La Rochelle puis en 2000 dans le Canal du Curé (Robin, 2005). Depuis, cette espèce envahissante exotique a été notée dans l'ensemble du Marais poitevin. La prédation de l'Écrevisse 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.*). Ainsi, les extinctions locales d'Urodèles observées entre 2011 et 2015 dans les mares de bordure du Marais poitevin pourraient être expliquées par le développement de l'Ecrevisse de Louisiane.

6.2) Influence du paysage

La richesse taxonomique n'a pas évolué de manière significative entre 2011 et 2015. Ce constat peut être expliqué par une évolution négligeable des variables du paysage pour cette période.

Cependant, le paysage de la bordure du Marais poitevin a évolué de manière importante entre 1950 et 2011. Ainsi, le linéaire de haie (en mètres linéaire) a régressé de manière conséquente : diminution de plus de 40% pour les communes de Lairoux et de Champ-Saint-Père ; tandis qu'à Sansais (commune appartenant au site classé), la disparition des haies bocagères ne s'élève qu'à 7 % en 60 ans (Cf. Fig. 26).

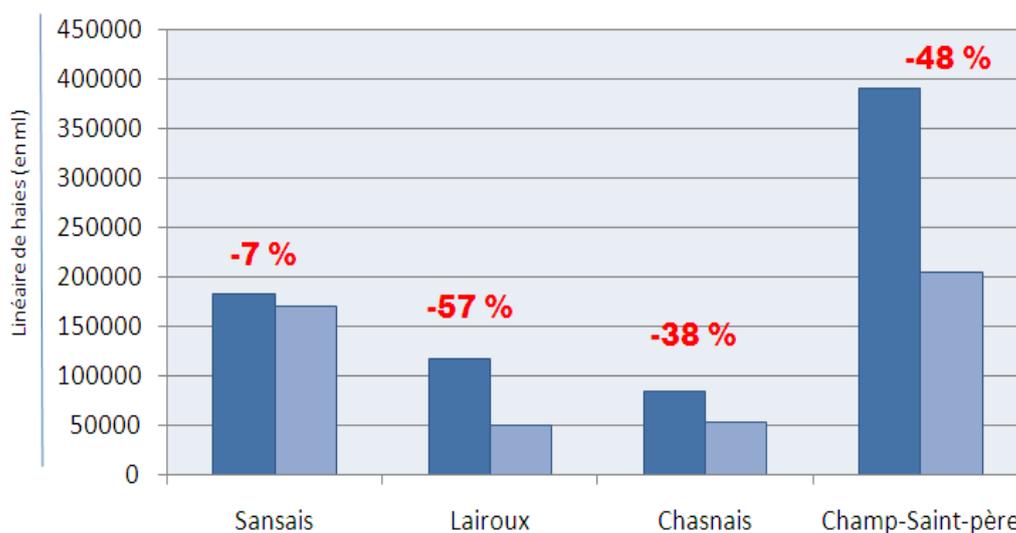


Figure 26. Evolution du linéaire de haies sur quatre communes bocagères situées en périphérie directe du Marais poitevin entre 1950 et 2011 (bleu foncé, 1950 ; bleu clair, 2011).

La modélisation de la richesse taxonomique en fonction des variables du paysage montre, dans cette étude, l'importance du linéaire de haie. En effet, la richesse taxonomique dépasse trois espèces à partir de 159 mètres linéaire de haie par hectare. Ce résultat est proche des constats réalisés dans le département de l'Indre où les populations de Triton marbré se situent dans des secteurs avec 120 à plus de 150 mètres linéaires de haie par hectare (Boyer et Dohogne, 2008). Dans le bocage du centre des Deux-Sèvres, la réponse moyenne des espèces

à la variable haie est de 154 mètres (Boissinot, 2009). La disparition des haies peut entraîner des impacts négatifs sur la dynamiques des populations liés à la dispersion avec des conséquences sur la diversité génétique des populations (Schoorl et Zuiderwijk, 1981 ; Arntzen et Wallis, 1991).

6.3) Ecrevisse de Louisiane

Dans cette étude, la richesse taxonomique estimée en Amphibien par la méthode de Royle, diminue à la manière d'une fonction inverse, par rapport aux densités d'Ecrevisse de Louisiane. 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 blessure 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 entrainant 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 entrainant des densités importantes avec pour conséquences des impacts majeurs sur la biodiversité.

En conclusion, l'amélioration du protocole a permis d'améliorer les probabilités de détection des espèces d'Amphibien suivies. Cependant, le protocole devra évoluer en parti sans remettre en cause les suivis déjà en cours, afin d'améliorer la probabilité de détection des espèces de Tritons, une recherche des pontes devra être effectuée avant la pêche à l'épuisette durant 5 minutes et les trois passages devront être réalisés en 15 jours.

Les suivis menés à l'échelle du parc régional du Marais poitevin indiquent un déclin des Amphibiens sur l'ensemble des zones humides (*Cf.* Tab. XX). Ce déclin est tout particulièrement marqué pour les espèces d'Urodèles comme les Tritons palmés et marbrés. La colonisation de l'ensemble des zones humides par l'Ecrevisse de Louisiane est un des facteurs prépondérant dans l'explication de ce déclin.

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 lutte de l'Ecrevisse de Louisiane sur les zones humides non connectées par voie aquatique.

Tableau XX : Evolution du statut d'occupation des Amphibiens à l'échelle du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. Flèche rouge en déclin, flèche verte en augmentation, égale orange sans évolution et point d'interrogation jaune sans tendance statistique claire. Marais poitevin 2010-2014 et Mares de bordures 2011-2015

	Marais Poitevin	Mares de bordure
Salamandre tachetée		?
Triton palmé	↓	↓
Triton marbré	↓	↓
Triton crêté	?	?
Péloodyte ponctué	↓	
Crapaud épineux	↓	?
Rainette méridionale	?	
Rainette verte		↓
Complexe Grenouille « verte »	=	=
Grenouille agile	↓	↑
Grenouille rousse	↓	

Pour cela, le Parc Naturel Régional devra mettre en place des partenariats avec des spécialistes de la gestion des populations de l'Ecrevisse de Louisiane comme le Parc Naturel Régional de Brière ou les gestionnaires de la Réserve Naturelle Nationale de Grand Lieu.

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.

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.

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.
- Ficelota, G.F. et De Bernardi, F. (2004) – Amphibians in a human dominated landscape : the community structure is related to habitat feature and isolation. *Biological Conservation*, **119** : 219-230.
- 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.

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.

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.

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.