

Master 2 mention Biodiversité, Écologie et Évolution
parcours « BIODIVERSITÉ ET SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX »

Université de Bordeaux

Année universitaire 2018-2019

Rapport de stage de :

MOREAU Léa

**Suivi des Amphibiens des mares bocagères en bordure du
Marais poitevin**



Structure d'accueil :
PNR du Marais poitevin
3 rue de l'Eglise
79100 Coulon

Maitre de stage :
TEXIER Alain

Légendes et sources des images en page de couverture (de gauche à droite) :

- *Rainette verte (Hyla arborea) – Alain Texier PNR Marais poitevin*
- *Têtard de rainette verte – Christian Fischer « Hyla arborea tadpole »*
- *Ponte de rainette verte – Clément Gouraud PNR Marais poitevin*
- *Grenouille agile (Rana dalmatina) – Alain Texier PNR Marais poitevin*
- *Grenouille verte (Pelophylax sp.) – Léa Moreau PNR Marais poitevin*
- *Triton palmé (Lissotriton helveticus) - Léa Moreau PNR Marais poitevin*
- *Triton marbré (Triturus marmoratus) - Léa Moreau PNR Marais poitevin*
- *Larve de triton marbré - Clément Gouraud PNR Marais poitevin*
- *Ponte de triton marbré - Léa Moreau PNR Marais poitevin*
- *Une mare du suivi en 2019 - Léa Moreau PNR Marais poitevin*

Remerciements :

Je tiens tout d'abord à remercier mon maître de stage Alain Texier de m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce stage très enrichissant. J'ai beaucoup appris à tes côtés, merci de m'avoir fait découvrir ce beau territoire du Marais poitevin, merci d'avoir partagé tes connaissances, ton expérience, merci pour ton soutien et ton temps.

Je remercie toute l'équipe du Parc qui m'a accueilli pour ces six mois et aidé lorsque j'en avais besoin.

Merci également à l'ensemble des stagiaires avec qui nous avons partagé ce bureau, de m'avoir accompagné durant mon stage.

Je remercie également les partenaires de l'OPN de permettre la réalisation cette étude.

Merci à Florian Doré et Julien Sudraud pour les prospections et de m'avoir accompagné sur le terrain.

Merci à Jean-Marc Thirion et Julie Volette pour leur aide dans les analyses et leurs conseils.

Je remercie enfin tous les propriétaires et exploitants de permettre la réalisation de ce suivi sur leurs mares.

Présentation de la structure d'accueil :

Les Parcs naturels régionaux (PNR) sont créés sur des territoires ruraux habités, dont les paysages, les milieux naturels et le patrimoine culturel sont remarquables et nécessite une gestion particulière. On en dénombre 54 en France en 2019 (Cf. Figure 1).

L'objectif étant l'animation du territoire par sa protection, la mise en valeur de ses territoires et de leur patrimoine naturel et culturel tout en développant une activité économique durable.

Les PNR sont classés selon la décision de l'Etat, ils sont articulés par une charte présentant l'intérêt et les projets pour l'animation du territoire. Cette charte a une validité de 15 ans depuis la loi Biodiversité de 2016 et est renouvelée si les engagements sont bien respectés.

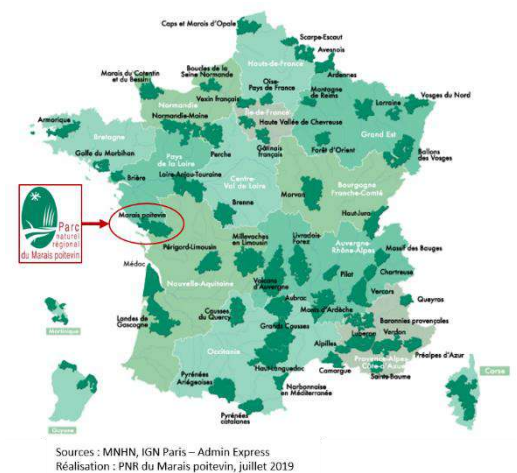


Figure 1 : Localisation PNR Marais poitevin

Le PNR du Marais poitevin est géré par un syndicat mixte, son territoire s'étend sur deux régions (Nouvelle Aquitaine et Pays de la Loire) et trois départements (Vendée, Charente-Maritime et Deux-Sèvres), avec 91 communes adhérentes à la Charte (Cf. Figure 2).



Figure 2 : Territoire administratif du PNR du Marais poitevin

Ce territoire de 200 477 ha est situé sur la deuxième plus grande zone humide de France avec 107 526 hectares de zones humides et des ressources, biologiques, socio-culturelles et paysagères uniques.

Le Parc a pour rôle d'accompagner l'ensemble des acteurs par l'animation du territoire, la maîtrise d'ouvrage et le conseil-assistance et intervient sur plusieurs thématiques :

- Aménagement du territoire : démarches urbaines et paysagères
- Développement économique : agriculture durable et développement touristique
- Protection du patrimoine naturel : amélioration des connaissances, préservation et restauration des paysages et de la biodiversité

Sommaire

<u>Introduction</u>	1
1. Exposé des méthodes utilisées	3
1.1 Site d'étude.....	3
1.2 Localisation des mares	3
1.3 Caractéristiques des mares suivies	5
1.4 Présentation des espèces détectables.....	5
1.5 Définition des périodes de prospections	5
1.6 Préparation de la phase de terrain	5
1.7 Suivi espèces et paramètres.....	6
1.7.1 <u>Inventaire des espèces</u>	6
1.7.2 <u>Relevé des variables environnementales du biotope et physicochimiques</u>	7
1.8 Analyses	7
1.8.1 <u>Analyse richesse taxonomique</u>	8
1.8.2 <u>Concept et principe de la méthode « site occupancy »</u>	8
2. Résultats obtenus	10
2.1 Analyse de la richesse taxonomique des mares	10
2.1.1 <u>Comparaison interannuelle de la richesse spécifique globale des mares</u>	10
2.1.2 <u>Comparaison interannuelle de la richesse spécifique des mares par secteur</u>	10
2.2 Analyse de l'occupation par taxon	10
2.2.1 <u>Evolution interannuelle de l'occupation naïve ($\psi_{naïve}$) par taxon</u>	11
2.3 Détermination de l'occupation estimée par modélisation des variables dépendantes et prise en compte de la probabilité de détection	11
2.3.1 <u>Le Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i></u>	11
2.3.1.1 Sélection des variables influençant l'occupation de <i>Lissotriton helveticus</i>	11
2.3.1.2 Modélisation de l'occupation de <i>Lissotriton helveticus</i> en 2019	12
2.3.1.3 Probabilité de détection pour <i>Lissotriton helveticus</i>	12
2.3.1.4 Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de <i>Lissotriton helveticus</i>	13
2.3.2 <u>La Rainette verte <i>Hyla arborea</i></u>	13
2.3.2.1 Sélection des variables influençant l'occupation de <i>Hyla arborea</i>	13
2.3.2.2 Modélisation de l'occupation de <i>Hyla arborea</i> en 2019	14
2.3.2.3 Probabilité de détection pour <i>Hyla arborea</i>	14
2.3.2.4 Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de <i>Hyla arborea</i>	14

2.3.3 Le groupe des Grenouilles « vertes » <i>Pelophylax sp.</i>	15
2.3.3.1 Sélection des variables influençant l'occupation de <i>Pelophylax sp.</i>	15
2.3.3.2 Modélisation de l'occupation de <i>Pelophylax sp.</i> en 2019	15
2.3.3.3 Probabilité de détection pour <i>Pelophylax sp.</i>	16
2.3.3.4 Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de <i>Pelophylax sp.</i>	16
2.3.4 Le Triton marbré <i>Triturus marmoratus</i>	17
2.3.4.1 Sélection des variables influençant l'occupation de <i>Triturus marmoratus</i>	17
2.3.4.2 Modélisation de l'occupation de <i>Triturus marmoratus</i> en 2019	17
2.3.4.3 Probabilité de détection pour <i>Triturus marmoratus</i>	17
2.3.4.4 Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de <i>Triturus marmoratus</i>	18
2.3.5 La Grenouille agile <i>Rana dalmatina</i>	18
2.3.5.1 Sélection des variables influençant l'occupation de <i>Rana dalmatina</i>	19
2.3.5.2 Modélisation de l'occupation de <i>Rana dalmatina</i> en 2019	19
2.3.5.3 Probabilité de détection pour <i>Rana dalmatina</i>	19
2.3.5.4 Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de <i>Rana dalmatina</i>	19
2.4 Analyse des principaux paramètres influençant la présence des espèces d'amphibiens dans les mares de bordure	20
2.4.1 Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle	20
2.4.2 Evolution des herbiers sur un échantillon de 15 mares suivies en 2015	21
3. Discussion des résultats	23
3.1 Evolution du peuplement d'Amphibien	23
3.2 Influence des paramètres sur cette évolution	24
3.3 Critique de la méthode et amélioration du protocole	25
<u>Conclusion</u>	25

Introduction :

Depuis les années 1990, le déclin des amphibiens a été plusieurs fois identifié par la communauté scientifique (Blaustein et Wake 1990, Wake 1991, Alford and Richards 1999, Stuart *et al.* 2004). Il est aujourd'hui communément admis, et les amphibiens représentent l'un des groupes les plus menacés selon la liste rouge des au niveau mondial (IUCN, 2019), avec 40% des amphibiens menacés d'extinction.

Plus localement ce déclin est observé en Europe par Houlahan *et al.* (2000) et en France, la liste rouge des espèces menacées présente 8 espèces sur les 35 recensées en 2015 (UICN, MNHN and SHF, 2015).

Ce constat est d'autant plus alarmant que les amphibiens sont un groupe ayant survécu aux dernières extinctions de masses (Wake et Vredenburg, 2008).

De plus les amphibiens représentent un groupe taxonomique d'intérêt ayant une place fondamentale au sein des écosystèmes, assurant une multitude de fonctions et services écologiques :

- Importance dans les chaînes trophiques (Seale 1980)
- Pharmacologie (Starosta and Moncuit 2006)
- Indicateurs état des zones humides (Guzy *et al.* 2012)
- Modèle de recherche (Hocking and Babbitt 2014)

Cela justifie la mise en place de suivis à long terme et l'importance d'en apprendre davantage sur la distribution biogéographique des amphibiens comme souligné par Blaustein *et al.* (1994) et plus tard par Sillero *et al.* (2014), pour mieux mettre en place des actions de conservations efficaces.

Le territoire du marais poitevin étant la deuxième plus grande zone humide de France, sa formation et son histoire font de cet immense réseau de cours d'eau (fleuves, canaux, conches, fossés, mares) un territoire avec une grande richesse écologique. En particulier pour les amphibiens qui ont besoin d'un réseau de zones humides interconnectés pour réaliser leur cycle de vie. Le marais est notamment intégré dans le centre ouest de la région littorale française, considérée comme une aire à haute richesse spécifique en Amphibiens (Geniez *et al.* 2002). Cependant au niveau régional, on constate également une régression globale des espèces en Pays-de-la-Loire (Grosselet *et al.* 2011) et Poitou-Charentes (Geniez *et al.* 2002).

Le paysage du bocage représente des conditions favorables au développement des amphibiens (Boissinot, 2009), comprenant les mares comme milieu de reproduction et le réseau de haie en tant que corridors et zones de refuges terrestres (Baudry et Jouin, 2003). En bordure du marais, on retrouve 9 taxons caractéristiques du bocage sur les 17 présents dans le Marais poitevin

C'est dans ce contexte que s'inscrivent des démarches locales de surveillance de la biodiversité. Le Parc Naturel Régional du Marais poitevin lors du premier DocOb Natura 2000, a mis en place en 2004, l'Observatoire du Patrimoine Naturel (OPN). Ce dispositif permet de fédérer à travers une démarche participative l'ensemble des acteurs locaux, pour la réalisation de suivis à long terme.

L'observatoire s'organise autour de sept pôles. Le pôle amphibien assure quatre suivis différents : - Suivi de 150 habitats de reproduction dans la zone humide - Suivi de population des grenouilles vertes - Suivi des sites de reproduction de la Grenouille agile et de la Grenouille rousse - Suivi des mares bocagères en bordure de la zone humide. C'est sur ce dernier suivi que porte cette étude, en partenariat avec les associations OBIOS, DSNE (Deux Sèvres Nature Environnement) et la LPO 85. Les zones d'études se trouvent dans le bocage en bordure du marais, situées au sud du département de la Vendée et au sud-ouest du département des Deux-Sèvres.

L'objectif de ce suivi est de réaliser une comparaison interannuelle et d'analyser la dynamique globale des espèces et du cortège d'amphibiens présent sur les mares bocagères en bordure de la zone humide en fonction des paramètres du milieu et ce, tous les 4 ans.

Le suivi à long terme des mares de bordure du Marais poitevin a débuté en 2011 (Doré *et al.* 2011) et s'est poursuivi en 2015 (Gouraud, 2015 et Thirion *et al.* 2016) sur 72 mares. Il se base sur des méthodes récentes dites de « site-occupancy » (présence /absence) qui permettent de mettre en place des suivis à long terme et à large échelle, prenant en compte la détectabilité et l'occurrence des espèces qui est un bon indicateur de la tendance des populations.

Cette étude est donc poursuivie en 2019 et ce rapport présente les principaux résultats permettant d'analyser l'évolution de la présence des Amphibiens dans les mares de bordure du Marais poitevin.

1. Exposé des méthodes utilisées

1.1. Site d'étude

Le territoire du Parc Naturel du Marais poitevin s'étend sur 2 régions (Pays de la Loire et Poitou Charentes) et 3 départements (Charentes Maritimes, Deux sèvres et Vendée).

C'est un marais artificiel transformé par les aménagements humains, pour la maîtrise de l'eau, et qui représente une zone humide d'une grande richesse écologique.

On peut diviser ce territoire en quatre unités paysagères : milieux littoraux, marais ouverts, marais bocagers / vallées humides et les terres plus hautes (*Annexe 1*) et on distingue schématiquement deux entités géographiques au sein de cet agroécosystème, les marais desséchés et marais mouillés (*Fig. 3*).

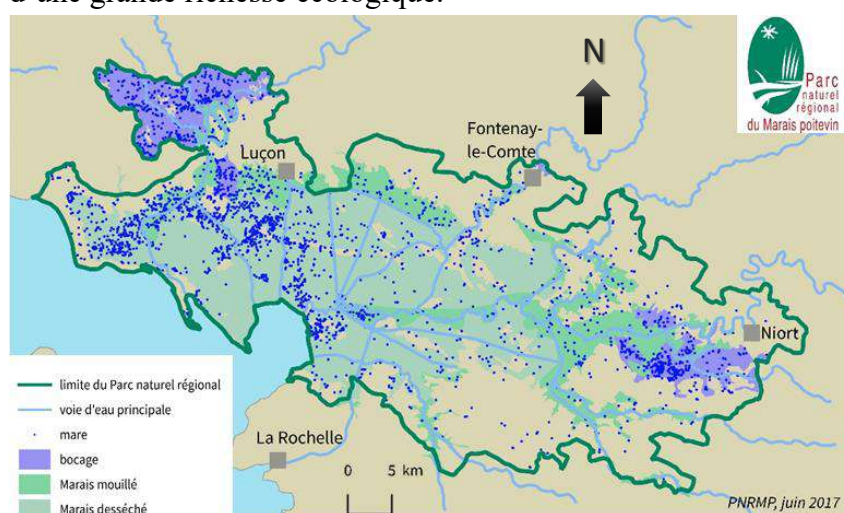


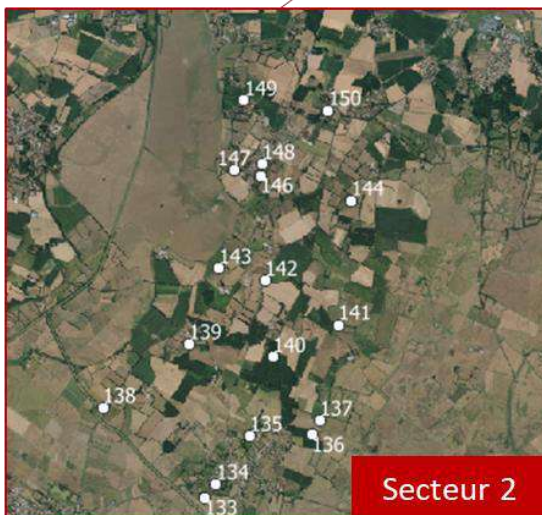
Figure 3 : Localisation des mares et zones de marais dans le PNR du Marais poitevin

1.2. Localisation des mares :

Les 71 mares du suivi des amphibiens se situent en bordure du marais mouillé, en zones de bocage en périphérie du marais. Elles sont réparties en Deux-Sèvres (79) et Vendée (85), en trois secteurs :

- **Premier secteur** : en Sud Vendée sur les communes de Saint Vincent sur Graon, Rosnay et Le Champs Saint Père (24 mares)
- **Second secteur** : en Sud Vendée sur les communes de Saint-Denis du Payre, Lairoux, Chasnais (17 mares)
- **Troisième secteur** : en Deux-Sèvres sur les communes de Sansais, le Vanneau Irleau, Magné et Frontenay-Rohan-Rohan (30 mares).

Cette étude est réalisée en partenariat entre le PNR, OBIOS, DSNE et la LPO 85, avec notamment des structures référentes par secteur pour les prospections (*Fig. 4*).



- ville principale
- mare suivie
- commune participant au suivi
- commune PNR
- delimitation départements PNR

PNR Marais Poitevin, Mars 2019
© IGN Paris-ADMIN EXPRESS® 2019



Figure 4 : Localisation et identification des mares par secteur et des structures référentes chargées des inventaires pour l'étude des amphibiens des mares du bocage en bordure du Marais poitevin

1.3. Caractéristiques des mares suivies

Les 72 mares ont été choisies en 2011, parmi l'ensemble des mares recensées sur les principaux secteurs bocagers en bordure du marais, suivant un échantillonnage aléatoire mais dépendant de l'autorisation d'accès des propriétaires et exploitants. Ces mares sont en majorité utilisées comme abreuvoir, et chaque mare est distante d'au moins 150 mètres, pour limiter les échanges entre les populations d'amphibiens. Entre 2011 et 2015 la mare 157 a été comblée, en 2015, la 157bis a été ajoutée pour garder le même nombre de mare ($n=71$). Afin d'harmoniser les résultats statistiques pour les analyses interannuelles, on se base que sur un échantillon de $n=70$ mares.

1.4. Présentation des espèces détectables

Sur les 18 taxons d'Amphibiens présents sur le marais poitevin, on en retrouve 9 (**Tab. 1**) inféodés au bocage, dans les mares de bordure du Marais poitevin.

1.5. Définition des périodes de prospections

L'objectif est de détecter les preuves de reproductions (œufs ou larves) pour l'ensemble des espèces inventoriées dans les mares. La phénologie étant variable en fonction des espèces, avec des espèces précoces (*Rana dalmatina*, *Bufo spinosus*) et des espèces plus tardives (*Pelophylax.sp.*, *Hyla arborea*) les dates de prospections sont définies pour correspondre globalement à la phénologie de reproduction des espèces (**Annexe 2**). Plusieurs passages par site sont nécessaires, plus on augmente le nombre de passage par site, plus la probabilité de détection augmente, 3 passages sont donc nécessaires. Dans le but d'améliorer les probabilités de détection tout en respectant les conditions d'application de la méthode d'analyse (site occupancy de Mackenzie), le protocole a évolué depuis 2011. En 2011, les 3 prospections étaient réparties du mois d'avril au mois de juin, (étalement sur une trop longue période), en 2015 la période de prospection s'est donc concentrée sur 3 journées successives au mois de mai (qui correspondait plus à l'optimum de détection mais problématique pour les espèces précoces). En 2019 nous avons donc fait le choix de réaliser les 3 passages entre le 15 avril et le 15 mai. Des prospections complémentaires sont réalisées de nuit sur 40 mares.

1.6. Préparation phase de terrain

Les propriétaires et exploitants agricoles sont prévenus par courrier du renouvellement de l'étude et sont contactés par téléphone avant le premier passage. Chaque mare est localisée sur une carte et une fiche d'identité par mare est réalisée (**Annexe 3**). Les personnes participant à l'inventaire ont une dérogation de l'article L. 411-1 du code de l'environnement portant sur la capture, suivie d'un relâcher immédiat sur place d'espèces animales protégées.

Tableau I : Liste des 9 espèces détectables dans les mares de bordures du Marais poitevin, leur taxonomie et leur statut de protection

Ordre	Famille	Espèce		Statut de protection
Anoures	Bufonidae	Crapaud épineux	<i>Bufo spinosus</i> (Daudin, 1803)	International : Annexe III de la convention de Berne
	Hylidae	Rainette verte	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)	International : Annexe II de la convention de Berne Intérêt communautaire : Annexe IV directive habitat-faune-flore National : Article 2 Arrêté du 19 novembre 2007
	Ranidae	Complexe des Grenouilles vertes	<i>Pelophylax sp.</i>	International : Annexe III de la convention de Berne Intérêt communautaire : Annexe V directive habitat-faune-flore National : Article 3 Arrêté du 19 novembre 2007
		Grenouille agile	<i>Rana dalmatina</i> (Fitzinger in Bonaparte, 1838)	International : Annexe II de la convention de Berne Intérêt communautaire : Annexe IV directive habitat-faune-flore National : Article 2 Arrêté du 19 novembre 2007
Urodèles	Salamandridae	Triton palmé	<i>Lissotriton helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)	International : Annexe III de la convention de Berne National : Article 3 Arrêté du 19 novembre 2007
		Salamandre tachetée	<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758)	International : Annexe III de la convention de Berne National : Article 3 Arrêté du 19 novembre 2007
		Triton de Blasius (hybride)	<i>Triturus cristatus</i> x <i>T. marmoratus</i>	International : Annexe III de la convention de Berne National : Article 3 Arrêté du 19 novembre 2007
		Triton crêté	<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)	International : Annexe II de la convention de Berne Intérêt communautaire : Annexe II et IV directive habitat-faune-flore National : Article 2 Arrêté du 19 novembre 2007
		Triton marbré	<i>Triturus marmoratus</i> (Latreille, 1800)	International : Annexe III de la convention de Berne Intérêt communautaire : Annexe IV directive habitat-faune-flore National : Article 2 Arrêté du 19 novembre 2007

1.7. Suivi espèces et paramètres

1.7.1. Inventaire des espèces

Le protocole d'inventaire des amphibiens consiste à réaliser 3 passages sur chaque mare avec pour chaque passage 15 minutes de prospection. L'objectif étant de détecter les preuves d'utilisation du site pour la reproduction, 5 minutes sont consacrées à la recherche de pontes suivies de 10 minutes de pêche à l'aide d'une épuisette (5 mm x 5mm) pour détecter les larves. Tous les amphibiens sont inventoriés (Fiche terrain : **Annexe 4**), adultes y compris, même s'ils ne seront pas pris en compte dans l'analyse. Pour le groupe des Grenouilles vertes, la période étant précoce pour la détection des indices de reproduction, les adultes sont intégrés dans les

statistiques. De plus, le « complexe des Grenouilles vertes » étant délicat à déterminer sans analyses génétiques, les données sont regroupées sous le genre *Pelophylax* sp.

1.7.2. Relevé des variables environnementales du biotope et physicochimiques

Au cours du deuxième passage sont aussi relevés les paramètres environnementaux (**Tab. II**) de chaque mare :

Tableau II : Liste des paramètres environnementaux caractérisant les mares

Paramètres	Indicateur ou Unité	Paramètres	Indicateur relevé ou Unité
Connexion	OUI/NON	Superficie/Longueur/Largeur	Mètre carré/Mètre/Mètre
Type de mare	Prairie/Bois/Culture/Village	Profondeur	Mètre
Temporaire	OUI/NON	Nature du fond	Vase/Litière/Cailloux
Piétinement	OUI/NON	Epaisseur du fond	Mètre
Protection (clôture)	OUI/NON	Hélophytes / Hydrophytes	Pourcentage
Distance boisement ou haie	Mètre	Recouvrement végétation	Pourcentage en fonction du type selon clé de Golet et Larson (1974)
Distance zone humide	Mètre	Type de macrophyte	Numéro type en fonction clé de Lachavanne, Juge et Perfetta (1995)
Utilisation	OUI/NON	Végétation rivulaire herbacée	Pourcentage
Ombrage	Pourcentage	Présence et abondance écrevisses	OUI/NON et Nombre

Enfin un quatrième passage est réalisé en fin de suivi pour mesurer les paramètres physicochimiques : Le pH, la température (°C) et la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sont mesurés à l'aide d'une sonde multiparamétrique (sonde multi 340i®), la turbidité (NTU) est mesurée avec un « Turbidity tube » (*Myre and Shaw*, 2006) et les mesures chimiques : dioxygène dissous (mg/L), nitrates (mg/L) et nitrites (mg/L) ont été obtenues par des tests colorimétriques avec indicateurs colorés (JBL Testlab®).

Des relevés floristiques ont aussi été réalisés sur un échantillon de 15 mares sélectionnées en 2015, pour déterminer l'évolution des herbiers sur ces mares.

1.8. Analyses :

L'objectif de l'étude est de mettre en place un suivi à long terme des amphibiens dans les mares de bordure (71 sites) du Marais poitevin. Les méthodes de CMR « Capture-Marquage-Recapture » et le « Distance sampling » ne sont donc pas adaptées, l'effort d'échantillonnage

étant beaucoup trop important. La méthode choisie est donc celle de présence – absence de type « site-occupancy » (Mackenzie *et al.* 2006). Une analyse des richesses spécifiques est aussi réalisée, afin de déterminer les tendances d'évolution du cortège d'Amphibiens et des herbiers à l'échelle des mares suivies.

1.8.1. Analyses richesses taxonomiques

Dans le but de comparer les années de suivi, un test sur échantillons appariés (la richesse spécifique est mesurée sur les mêmes mares d'une année à l'autre) et non paramétrique (les distributions ne suivent pas une loi normale) est réalisé sur les distributions des richesses spécifiques, pour comparer les richesses en amphibiens et pour l'analyse des herbiers sur les 15 mares. Pour cela on utilise un test de Wilcoxon pour échantillons appariés, avec pour hypothèse H_0 : les distributions des richesses spécifiques entre deux années sont identiques.

L'évolution de la richesse spécifique est aussi modélisée par la méthode de Royle (Royle, 2004) qui consiste à estimer la densité d'une espèce en intégrant la détection imparfaite. Les modèles développés par Royle utilisent les lois de probabilité Binomiales pour la détection et de Poisson pour l'abondance. Les conditions d'applications sont respectées : -la population est considérée fermée -les détections d'un site sont indépendantes – la probabilité de détection est constante pour les individus d'un site à un instant t . La modélisation est réalisée avec le logiciel PRESENCE 12.31 (© Hines, 2006). Les modèles avec les variables ayant du poids statistique sur la richesse spécifique sont sélectionnées en utilisant le critère d'information d'Akaike (AIC) (Akaike 1974) en comparant les modèles avec et sans variables (modèle constant).

1.8.2. Concept et principe de la méthode « site occupancy »

Pour estimer l'occupation d'une espèce sur un site, on peut calculer l'occupation naïve ($\psi_{naïve}$) définie comme le rapport du nombre de sites où l'espèce est présente (n_i) sur le nombre total de sites (n) (dans notre étude n est un nombre de mare). Elle représente la proportion de sites occupés si on considère une probabilité de détection de 100%. Or la détection n'est jamais parfaite, notamment pour les amphibiens et celle-ci influence l'estimation de l'occupation, il est donc nécessaire de la prendre en compte. C'est ce que propose la méthode de Mackenzie *et al.*, en permettant d'estimer la probabilité de détection d'une espèce par modélisation. En effet, grâce à un historique de présence-absence de l'espèce d'une année de suivi à l'autre, obtenu avec une répétition de sessions d'observations (3 passages pour cette étude), on obtient de la même manière qu'un suivi de capture-marquage-recapture, une matrice permettant de modéliser la probabilité de détection et d'estimer l'occupation réelle (ψ). Les répétitions du suivi tous les 4 ans avec cette méthode permettent d'estimer l'évolution de paramètres expliquant la distribution spatiale des espèces d'Amphibiens des mares de bordure du Marais poitevin :

- La probabilité de détection (p) : probabilité de détection de l'espèce sur un site pour un passage
- L'occupation (ψ) : probabilité de détection de l'espèce sur un site
- La colonisation (γ) : probabilité qu'une espèce colonise un site entre deux années
- L'extinction locale (ε) : probabilité qu'une espèce disparaisse d'un site entre deux années
- Taux de variation d'occupation (λ) : taux de variation de l'occupation entre deux années

Cette méthode nécessite des conditions d'applications :

- Les sites sont « fermés » : l'occupation du site est constante pendant la saison de suivi (ici trois passages rapprochés, pas de variation de l'occupation par une espèce).
- Les sites sont indépendants : la détection d'une espèce sur un site ne dépend pas de la détection sur un autre site (les sites sont éloignés de 150 mètres minimum).
- La probabilité de détection doit être constante au cours de la saison (chaque espèce est détectable de la même manière pour les trois passages, période choisie pour détecter la plupart des espèces en période de reproduction dans les mares).

L'ensemble des paramètres sont modélisés à l'aide du logiciel PRESENCE 12.31 (© Hines, 2006) et ce, pour chaque espèce.

Dans un premier temps on sélectionne les variables ayant le plus de poids sur la présence ou l'absence de l'espèce : (i) par comparaison avec les variables ressorties pour les deux années précédentes, (ii) avec un test de corrélation avec une matrice d'association, entre variables pour ne pas prendre en compte les variables faisant doublons (ie : pourcentage recouvrement végétation et pourcentage hydrophytes/hélophytes coeff = 0,8153, présence/absence d'écrevisses et abondance d'écrevisses coeff = 0,9601) (iii) par analyse de la distribution des variables, les paramètres ayant peu de variation ne sont pas pertinents pour les modélisations.

Les variables sont ensuite transformées (les données binaires (1/0) et pourcentages ne changent pas, les distances et abondance en log+1, les variables chimiques avec unités sont centrées-réduites). Pour chaque espèces les variables sont modélisées et sélectionnées, puis elles sont intégrées dans la modélisation de l'occupation en 2019 et pour la modélisation multiple saisons (2011-2015-2019). Pour chaque modèle on obtient un AIC (Akaike Information Criterion) (Akaike 1974) pour lequel on applique la règle de parcimonie (plus un AIC est faible, plus le modèle est considéré robuste). Le classement des modèles par le test AIC et leur poids (AICweight) permet de sélectionner et classer les modèles, qui expliquent le plus fidèlement la présence de l'espèce, afin d'estimer l'occupation par rapport au modèle sans variable (modèle constant). On considère que pour un modèle ayant un delta AIC inférieur à 2, les variables sont assez explicatives et donc le modèle est assez robuste pour estimer les paramètres d'évolution.

2. Résultats obtenus :

2.1. Analyse de la richesse taxonomique des mares

2.1.1. Comparaison interannuelle de la richesse spécifique globale des mares

En 2011, la richesse spécifique moyenne pour tous les sites, en ne prenant en compte que les preuves de reproductions (pontes, larves) plus les adultes de *Pelophylax sp.*, était de 2,48 espèces par mare, en 2015 elle est en moyenne de 2,40 et en 2019 de 2,33. On observe aucune différence significative de la richesse moyenne globale entre les 3 années (2011-2015 : $P_v=0,595$, 2015-2019 : $P_v=0,791$, 2011-2019 : $P_v=0,429$) cependant le nombre moyen d'espèces tend à diminuer.

2.1.2. Comparaison interannuelle de la richesse spécifique des mares par secteur

Une comparaison est réalisée sur la richesse taxonomique en fonction des secteurs (**Fig. 5**).

Les résultats du test statistique sur les variations interannuelles pour un même secteur pour des échantillons appariés, montre une seule différence significative pour le secteur 2 (Lairoux-Saint Denis du Payré-Chasnaïs) entre 2011 et 2015 (**Fig. 5** : $*P_v=2,0875.10^{-2}<0,05$).

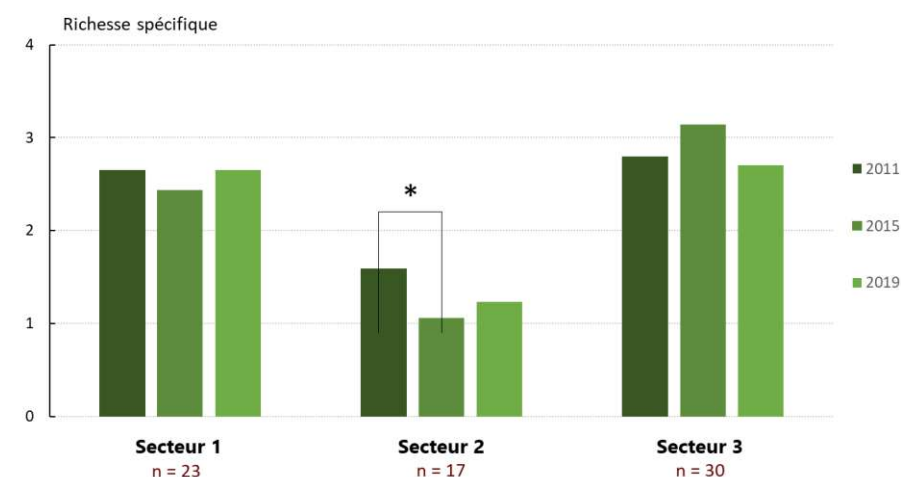


Figure 5 : Evolution de la richesse spécifique moyenne pour 2011, 2015 et 2019 pour les trois secteurs

Une comparaison entre les trois secteurs est aussi réalisée, on observe une différence de richesse taxonomique significative entre le secteur 1 (Saint Vincent sur Graon-Rosnay-Le Champs Saint Père) et 2 ($P_v=8,287.10^{-4}$) et entre le secteur 2 et 3 (Sansais-le Vanneau Irleau-Magné-Frontenay Rohan Rohan) ($P_v=2,618.10^{-4}$).

2.2. Analyse de l'occupation par taxon

2.2.1. Evolution interannuelle de l'occupation naïve ($\psi_{naïve}$) par taxon (**Fig. 6**)

En 2019, le triton palmé (*Lissotriton helveticus*) est l'espèce qui occupe le plus de sites avec une occupation naïve de 0,55, on note une augmentation entre 2015 et 2019 ($\psi_{naïve2015} = 0,39$) mais l'occupation naïve du triton palmé reste plus faible qu'en 2011 ($\psi_{naïve2011} = 0,61$).

On trouve ensuite par ordre décroissant le groupe des *Pelophylax sp.* avec une occupation naïve sur 51% des sites, les Grenouilles vertes ont toujours eu l'occupation naïve la plus élevée cependant on observe une diminution depuis 2011 ($\psi_{naïve2011} = 0,76$, $\psi_{naïve2015} = 0,70$).

Triturus marmoratus est mieux représenté en 2019 avec $\psi_{naïve2019} = 0,49$ contre $\psi_{naïve2011} = 0,34$ et $\psi_{naïve2015} = 0,20$.

La Grenouille agile (*Rana dalmatina*) a une occupation naïve de 0,48 en 2019.

Les dernières espèces les moins représentées dans l'échantillon des mares de bocages en 2019 avec $\psi_{naïve2019} = 0,21$ pour la

rainette verte, $\psi_{naïve2019} = 0,01$ pour le crapaud

épineux qui a été contacté seulement sur une seule mare cette année et $\psi_{naïve2019} = 0,07$ pour la Salamandre tachetée.

Par la suite, l'occupation du Crapaud épineux, de la Salamandre tachetée et du Triton crêté n'a pas été analysée du fait d'un nombre de données insuffisant. En ce qui concerne le Triton crêté, aucune preuve de reproduction n'a été contactée en 2019, seulement un adulte femelle.

Globalement on peut dégager certaines tendances qui seront à mettre en relation avec l'estimation de l'occupation réelle, prenant en compte les probabilités de détection et les variables dépendantes.

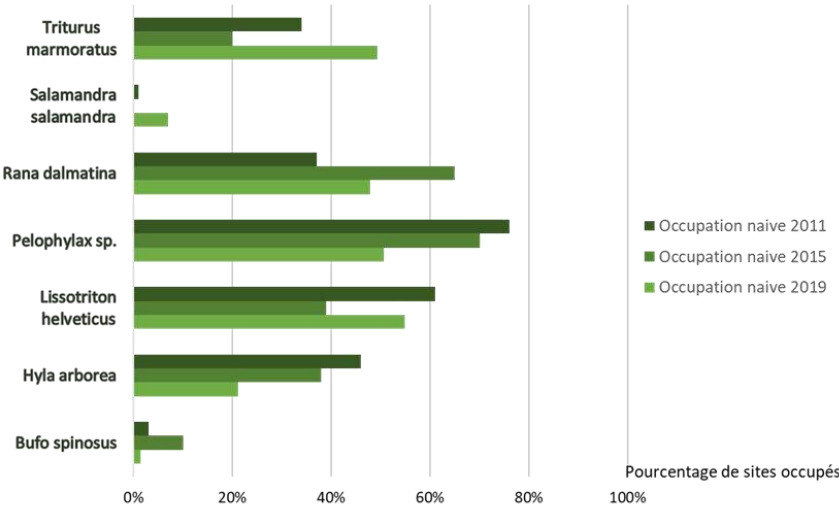


Figure 6 : Evolution de l'occupation naïve pour les sept espèces d'Amphibiens pour 2011, 2015 et 2019

2.3. Détermination de l'occupation estimée par modélisation des variables dépendantes et prise en compte de la probabilité de détection

2.3.1. Le Triton palmé *Lissotriton helveticus*

2.3.1.1. Sélection des variables influençant l'occupation de *Lissotriton helveticus*

En 2019, les variables influençant la présence du Triton palmé en période de reproduction sont présentées dans le **Tableau III**. Les variables en vert sont celles ressorties les années précédentes (2011 et 2015).

Tableau III : Variables sélectionnées par modélisation de l'occupation du Triton palmé

Variables	AIC	Delta AIC	AIC <u>weight</u>
Recouvrement Végétation	196.81	0.00	0.9917
Complexité de la végétation	219.57	22.76	0.0000
Abondance d'écrevisses	221.94	25.13	0.0000
Turbidité	239.07	42.26	0.0000
Epaisseur du substrat	243.87	47.06	0.0000

2.3.1.2. Modélisation de l'occupation de *Lissotriton helveticus* en 2019

L'occupation estimée est déterminée en fonction de la probabilité de détection et des variables dépendantes. Le meilleur modèle ($AIC = 176,15$; $AIC_{weight} = 0,1389$) pour expliquer l'occupation du triton palmé en 2019 est celui pour lequel la probabilité de détection varie au cours du temps et l'occupation dépend du recouvrement en végétation et de l'abondance d'écrevisses. Ce modèle est bien ajusté pour l'année 2019 ($\hat{c} = 1,1183$). Ces variables sont donc celles prises en compte pour modéliser l'occupation multiple saison du Triton palmé.

2.3.1.3. Probabilité de détection pour *Lissotriton helveticus*

La probabilité de détection pour *Lissotriton helveticus* (**Fig. 7**) est variable en fonction des années. Elle a augmenté entre 2011 et 2015 avec une probabilité de détection moyenne de 0,42 en 2011 et de 0,49 en 2015. Elle augmente également entre 2015 et 2019 avec $P_{2019}=0,60$.

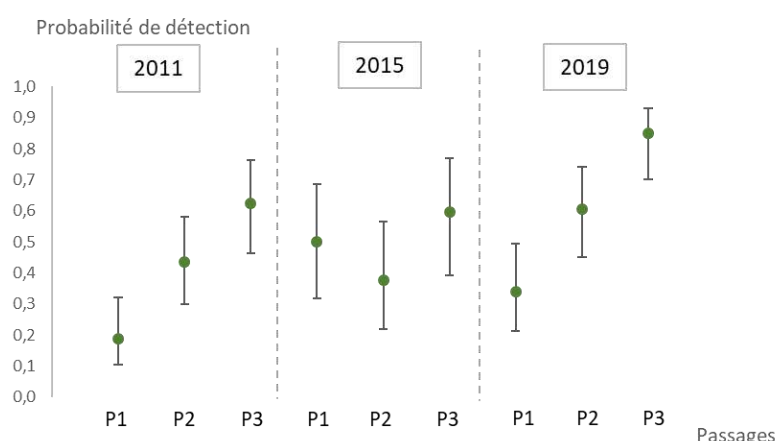


Figure 7 : Probabilité de détection de *Lissotriton helveticus* pour chaque année en fonction des passages

La probabilité de détection varie également suivant les passages avec une tendance à l'amélioration lorsqu'on augmente les passages ($P1_{2011} = 0,19 < P2_{2011} = 0,44 < P3_{2011} = 0,62$ et $P1_{2019} = 0,34 < P2_{2019} = 0,61 < P3_{2019} = 0,85$). Sauf en 2015 où la probabilité de détection était plus faible au deuxième passage ($P2_{2015} = 0,38$), qu'au premier ($P1_{2015} = 0,50$) et troisième ($P3_{2015} = 0,59$) passage.

2.3.1.4. Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de *Lissotriton helveticus*

Le meilleur modèle ($AIC = 649,07$; $AIC_{weight} = 0,1878$) est celui pour lequel, l'occupation (ψ) est constante, la colonisation (γ) est constante, l'extinction (ϵ) dépend de l'évolution de l'abondance des écrevisses et la probabilité de détection (p) varie en fonction des passages et en fonction des années.

Modèle = $\psi(\text{cst})$, $\gamma(\text{cst})$, $\epsilon(\text{cst} \times \text{évolution abondance écrevisses})$, $p(\text{années} \times \text{saison})$

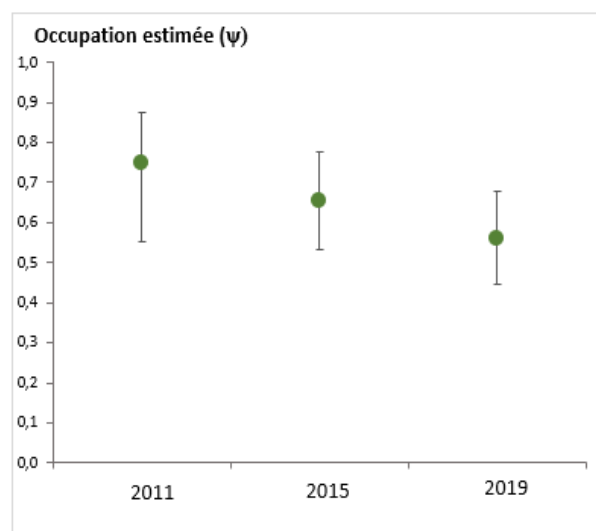


Figure 8 : Occupation estimée de *Lissotriton helveticus* en 2011, 2015 et 2019

Ces résultats montrent une tendance à la diminution de l'occupation du Triton palmé (**Fig. 8**) entre 2011 et 2015 et également entre 2015 et 2019, cependant au vu des intervalles de confiance qui se recouvrent, on ne peut pas déterminer une tendance uniquement avec ce paramètre (**Tab. IV**).

Tableau IV : Paramètres du résultat de l'occupation multiple-saison pour le Triton palmé *Lissotriton helveticus* (γ : colonisation, ε : extinction, λ : taux de variation d'occupation).

Paramètres	Valeur estimée	Erreur standard	Intervalle de confiance à 95%
$\gamma_{2011-2015}$	0,15	0,094	[0,039-0,428]
$\gamma_{2015-2019}$	0,15	0,094	[0,039-0,428]
$\varepsilon_{2011-2015}$	0,27	0,058	[0,147-0,393]
$\varepsilon_{2015-2019}$	0,27	0,058	[0,147-0,393]
$\lambda_{2011-2015}$	0,78	0,071	[0,658-0,921]
$\lambda_{2015-2019}$	1,12	0,221	[0,804-1,550]

Entre 2011 et 2019, la colonisation est plus faible que l'extinction locale, entre 2011 et 2015, le taux de variation est inférieur à 1 traduisant une diminution de l'occupation du Triton palmé. Entre 2015 et 2019, le taux de variation est supérieur à 1 traduisant une augmentation de l'occupation du Triton palmé entre 2011 et 2019.

2.3.2. La Rainette verte *Hyla arborea*

2.3.2.1. Sélection des variables influençant l'occupation de *Hyla arborea*

Les variables influençant la présence de la Rainette verte en période de reproduction en 2019, sont la complexité de la végétation, le pourcentage de recouvrement de la végétation, l'ombrage, le pourcentage de pente douce, l'abondance d'écrevisses, le pourcentage d'herbacées en végétation rivulaire, le milieu « bois » et la turbidité de l'eau. (**Tab.V**). Les variables en vert sont celles déjà sélectionnées les années précédentes.

Tableau V : Variables sélectionnées par modélisation de l'occupation de la Rainette verte en 2019

Variables	AIC	Delta AIC	AIC weight
Complexité de la végétation	123.51	0.00	0.8221
Recouvrement Végétation	128.93	5.42	0.0547
Ombrage	129.05	5.54	0.0515
Pente douce	130.93	7.42	0.0201
Abondance d'écrevisse	133.60	10.09	0.0053
Végétation rivulaire	133.60	10.09	0.0053
Bois	134.43	10.92	0.0035
Turbidité de l'eau	134.48	10.97	0.0034

2.3.2.2. Modélisation de l'occupation de *Hyla arborea* en 2019

En 2019, le meilleur modèle ($AIC = 111,89$; $AIC_{weight} = 0,0814$) pour expliquer l'occupation de la Rainette verte est celui pour lequel : la probabilité de détection est constante et l'occupation dépend du milieu « bois », l'ombrage, le pourcentage de pente douce et la complexité de la végétation. Ce modèle est bien ajusté pour l'année 2019 ($\hat{c} = 1,0415$).

2.3.2.3. Probabilité de détection pour *Hyla arborea*

La probabilité de détection de *Hyla arborea* (**Fig. 8**) est variable au cours du temps, malgré des intervalles de confiance qui se chevauchent. On a en moyenne une augmentation de la probabilité de détection entre 2011 et 2015 ($P_{2011}=0,33$ et $P_{2015}=0,71$). La probabilité de détection est plus faible en 2019 qu'en 2015 avec

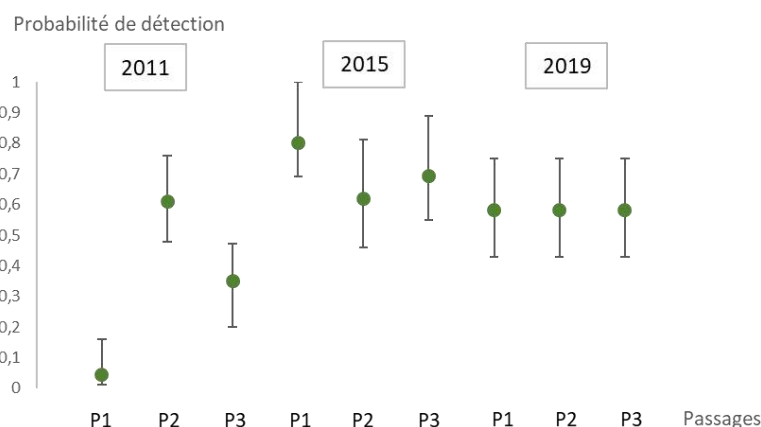


Figure 8 : Probabilité de détection de *Hyla arborea* pour chaque année en fonction des passages

$P_{2019}=0,58$. On observe une variation en fonction des passages pour les deux premières années, en 2011 une très faible détection au premier passage ($P_{2011} = 0,04$) puis une augmentation au deuxième passage ($P_{2011} = 0,61$) et une diminution pour le P3 ($P_{2011} = 0,35$). En 2015 le schéma est plutôt inverse avec une bonne détection au premier passage ($P_{2015} = 0,80$) puis une stabilisation pour les deux derniers passages. En 2019, la probabilité de détection $P_{2019}=0,58$ est constante pour les 3 passages.

2.3.2.4. Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de *Hyla arborea*

Le meilleur modèle ($AIC = 446,70$; $AIC_{weight} = 0,4554$) est celui pour lequel, l'occupation (ψ) varie en fonction des variables : milieu « bois », ombrage, pourcentage de pente douce et complexité de la végétation, la colonisation (γ) est constante, l'extinction (ϵ) dépend de l'évolution du recouvrement de la végétation et la probabilité de détection (p) varie en fonction des passages et en fonction des années.

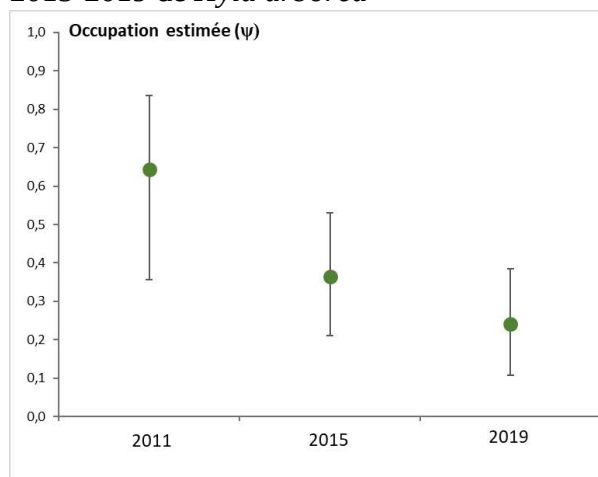


Figure 9 : Occupation estimée de *Hyla arborea* en 2011, 2015 et 2019

Modèle = $\psi(\text{cst} \times \text{bois} \times \text{ombrage} \times \text{pente douce} \times \text{complexité végétation})$, $\gamma(\text{cst})$, $\varepsilon(\text{cst} \times \text{évolution recouvrement végétation})$, $p(\text{années} \times \text{saison})$

On peut observer une tendance à la diminution de l'occupation de la Rainette verte (**Fig. 9**) entre 2011, 2015 et 2019, cependant au vu des intervalles de confiances qui se recouvrent, on ne peut pas déterminer une tendance uniquement avec ce paramètre (**Tab. VI**).

Tableau VI : Paramètres du résultat de l'occupation multiple-saison pour la Rainette verte *Hyla arborea* (γ : colonisation, ε : extinction, λ : taux de variation d'occupation).

Paramètres	Valeur estimée	Erreur standard	Intervalle de confiance à 95%
$\gamma_{2011-2015}$	0	0	0
$\gamma_{2015-2019}$	0	0	0
$\varepsilon_{2011-2015}$	0,44	0,086	[0,277-0,618]
$\varepsilon_{2015-2019}$	0,44	0,086	[0,277-0,618]
$\lambda_{2011-2015}$	0,58	0,086	[0,411-0,746]
$\lambda_{2015-2019}$	0,57	0,086	[0,408-0,741]

Entre 2011 et 2019, l'extinction locale estimée ($\varepsilon = 0,44$) est supérieure à la colonisation de nouveaux sites ($\gamma = 0$) pour la Rainette verte dans les mares de bordure du Marais poitevin. De plus le taux de variation d'occupation (λ) est inférieur à 1, on a donc une tendance à la baisse de l'occupation de la Rainette verte dans les mares de bordure du Marais poitevin entre 2011 et 2015 et entre 2015 et 2019.

2.3.3. Le groupe des Grenouilles « vertes » *Pelophylax sp.*

2.3.3.1. Sélection des variables influençant l'occupation de *Pelophylax sp.*

Les variables sélectionnées en 2019 pour le groupe *Pelophylax* par modélisation de l'occupation dans les mares sont présentées dans le tableau ci-après (**Tab. VII**).

2.3.3.2. Modélisation de l'occupation de *Pelophylax sp.* en 2019

En 2019, le meilleur modèle (AIC = 216,81; AIC_{weight} = 0,1484) pour expliquer l'occupation du groupe des Grenouilles « vertes » est celui pour lequel : la probabilité de détection est constante et l'occupation dépend de l'ombrage et de la complexité de la végétation. Ce modèle n'est pas très bien ajusté pour l'année 2019 ($\hat{c} = 0,3289$).

Tableau VII : Variables sélectionnées par modélisation de l'occupation des Grenouilles « vertes » en 2019

Variabiles	AIC	Delta AIC	AIC <u>weight</u>
Recouvrement Végétation	220.68	0.00	0.3796
Complexité de la végétation	220.70	0.02	0.3758
Ombrage	224.02	3.34	0.0715
Turbidité de l'eau	226.98	6.30	0.0163
Végétation rivulaire	227.36	6.68	0.0135

2.3.3.3. Probabilité de détection pour *Pelophylax sp.*

Pour le groupe des Grenouilles « vertes », la probabilité de détection (**Fig. 10**) varie en fonction des années en restant relativement stable ($P_{2011}=0,58$, $P_{2015}=0,72$ et $P_{2019}=0,65$). De plus elle reste constante pour les trois passages.

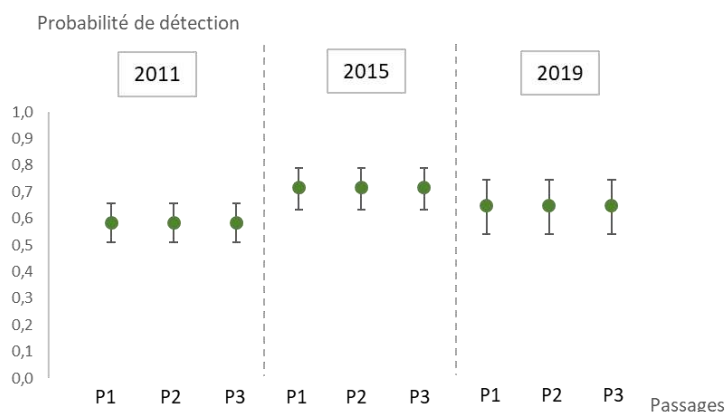


Figure 10 : Probabilité de détection des *Pelophylax sp.* pour chaque année en fonction des passages

2.3.3.4. Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de *Pelophylax sp.*

Pour le groupe *Pelophylax*, le meilleur modèle ($AIC = 768,26$; $AIC_{weight} = 0,2284$) est celui pour lequel, ψ varie en fonction de la variable végétation rivulaire favorable, γ varie en fonction du temps, ϵ varie en fonction de l'évolution de l'ombrage et p est constante.

Modèle = $\psi(\text{cst} \times \text{végétation rivulaire})$, γ (temps), ϵ (temps $\times$ évolution ombrage), $p(\text{cst})$

Entre 2011 et 2015 l'occupation estimée du groupe des Grenouilles « vertes » (**Fig. 11**) se maintient. En 2019 on peut observer une tendance à la baisse de l'occupation. Les intervalles se chevauchant, on mesure les paramètres (**Tab. XVIII**) de colonisation et d'extinction locale.

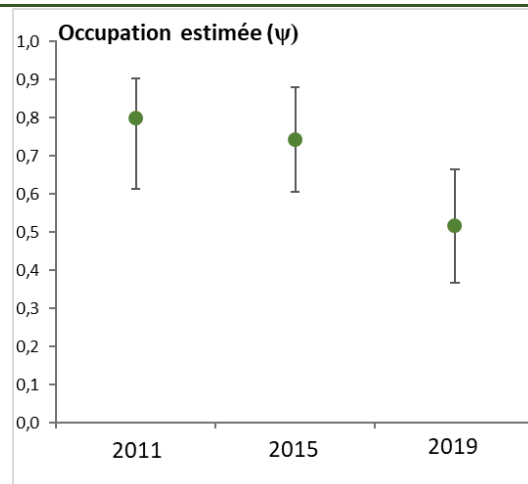


Figure 11 : Occupation estimée du groupe *Pelophylax* en 2011, 2015 et 2019

Tableau VIII: Paramètres du résultat de l'occupation multiple-saison pour les Grenouilles « vertes » (γ : colonisation, ϵ : extinction, λ : taux de variation)

Paramètres	Valeur estimée	Erreur standard	Intervalle de confiance à 95%
$\gamma_{2011-2015}$	0,41	0,146	[0,176-0,694]
$\gamma_{2015-2019}$	0,42	0,131	[0,202-0,674]
$\epsilon_{2011-2015}$	0,17	0,068	[0,074-0,350]
$\epsilon_{2015-2019}$	0,48	0,089	[0,311-0,653]
$\lambda_{2011-2015}$	0,94	0,092	[0,755-1,115]
$\lambda_{2015-2019}$	0,69	0,113	[0,471-0,912]

Entre 2011 et 2015, l’extinction locale estimée (ϵ) est inférieure à la colonisation de nouveaux sites pour les Grenouilles « vertes » et le taux de variation d’occupation (λ) est proche de 1 traduisant une stabilité de l’occupation des Grenouilles « vertes » dans le Marais poitevin pour cette période. Entre 2015 et 2019, l’extinction locale est supérieure à la colonisation et le taux de variation de l’occupation est inférieur à 1, on a donc une diminution de l’occupation des Grenouilles « vertes » entre 2015 et 2019 dans les mares de bordure du Marais poitevin.

2.3.4. Le Triton marbré *Triturus marmoratus*

2.3.4.1. Sélection des variables influençant l’occupation de *Triturus marmoratus*

En 2019, les variables influençant l’occupation du Triton marbré sont présentées dans le **Tableau IX**.

Tableau IX : Variables sélectionnées par modélisation de l’occupation du Triton marbré en 2019

Variables	AIC	Delta AIC	AIC <u>weight</u>
Complexité de la végétation	198.01	0.00	0.7395
Abondance d’écrevisses	201.27	3.26	0.1449
Recouvrement Végétation	202.41	4.40	0.0819

2.3.4.2. Modélisation de l’occupation de *Triturus marmoratus* en 2019

En 2019, le meilleur modèle (AIC = 190,21; AIC_{weight} = 0,349) pour expliquer l’occupation du Triton marbré est celui pour lequel : la probabilité de détection varie en fonction du temps et l’occupation dépend des variables complexité de la végétation et abondance d’écrevisses. Ce modèle est bien ajusté pour l’année 2019 ($\hat{c}$ = 1,5579).

2.3.4.3. Probabilité de détection pour *Triturus marmoratus*

La détection du Triton marbré (**Fig. 12**) était constante les deux premières années ($P_{2011}= 0,33$, $P_{2015}= 0,37$). En 2015 la probabilité de détection a tendance à augmenter entre P1 et P3 ($P_{12011}= 0,06$, $P_{22011} = 0,34$, $P_{32011} = 0,59$) en 2015 elle augmente au troisième passage ($P_{12015}= 0,23$, $P_{22015} = 0,18$, $P_{32015}= 0,71$). En 2019 la détection est en moyenne plus élevée ($P_{2019}= 0,76$). Elle est plus faible au premier passage et constante au P2 et P3 ($P_{12019}= 0,59$, $P_{22019} = 0,85$, $P_{32019} = 0,85$).

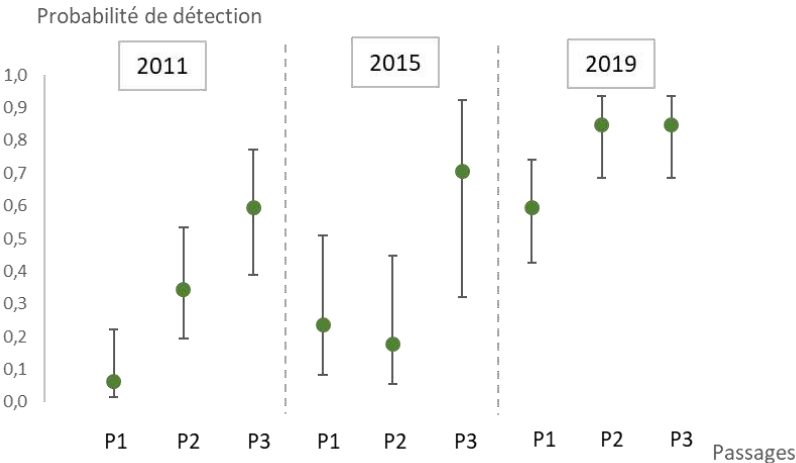


Figure 12 : Probabilité de détection de *Triturus marmoratus* pour chaque année en fonction des passages

2.3.4.4. Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de *Triturus marmoratus*

Le meilleur modèle ($AIC = 449,67$; $AIC_{weight} = 0,3178$) qui traduit l'occupation du Triton marbré en période de reproduction dans les mares en 2019 est le modèle avec : ψ varie en fonction de la complexité de la végétation, γ dépend de l'évolution du recouvrement de végétation, ε varie en fonction de l'évolution de l'abondance d'écrevisses et p varie en fonction des années et des passages.

Modèle = $\psi(\text{cst} \times \text{complexité de la végétation})$, $\gamma(\text{cst} \times \text{évolution végétation})$, $\varepsilon(\text{cst} \times \text{évolution écrevisses})$, $p(\text{années} \times \text{saison})$

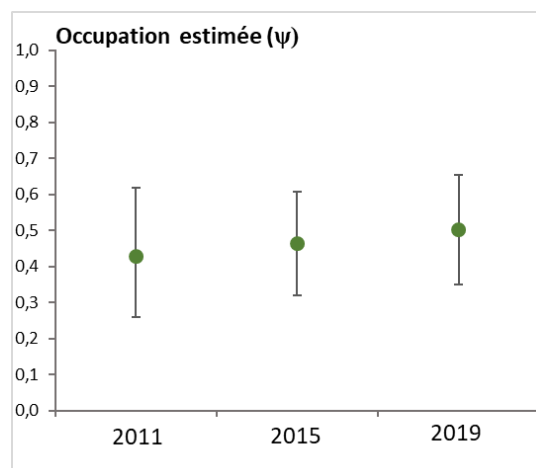


Figure 13 : Occupation estimée du Triton marbré en 2011, 2015 et 2019

Pour les trois années l'occupation estimée (**Fig. 13**) du Triton marbré semble restée constante avec une tendance d'augmentation légère entre 2015 et 2019 ($\psi_{2011} = 0,43$, $\psi_{2015} = 0,46$ et $\psi_{2019} = 0,50$) cependant les intervalles se chevauchant, on ne peut s'en remettre qu'à ce seul paramètre (**Tab. X**).

Tableau X : Paramètres du résultat de l'occupation multiple-saison pour le Triton marbré

Paramètres	Valeur estimée	Erreur standard	Intervalle de confiance à 95%
$\gamma_{2011-2015}$	0,24	0,082	[0,115-0,430]
$\gamma_{2015-2019}$	0,24	0,082	[0,115-0,430]
$\varepsilon_{2011-2015}$	0,28	0,069	[0,116-0,436]
$\varepsilon_{2015-2019}$	0,28	0,069	[0,116-0,436]
$\lambda_{2011-2015}$	1,20	0,308	[0,622-1,805]
$\lambda_{2015-2019}$	1,11	0,110	[0,897-1,323]

Entre 2011 et 2019, la colonisation est proche de l'extinction locale et le taux de variation d'occupation est supérieur à 1 traduisant une augmentation de l'occupation du Triton marbré entre 2011 et 2019.

2.3.5. La Grenouille agile *Rana dalmatina*

2.3.5.1. Sélection des variables influençant l'occupation de *Rana dalmatina*

Les variables sélectionnées influençant la présence de la Grenouille agile en période de reproduction en 2019 par modélisation de l'occupation sont présentées dans le **Tableau XI**.

Tableau XI : Variables sélectionnées par modélisation de l'occupation de la Grenouille agile en 2019

Variables	AIC	Delta AIC	AIC <u>weight</u>
Complexité de la végétation	201.96	0.00	0.9390
Abondance d'écrevisse	208.32	6.36	0.0390
Turbidité de l'eau	212.61	10.65	0.0046
Pente douce	213.69	11.73	0.0027
Recouvrement Végétation	215.13	13.17	0.0013

2.3.5.2. Modélisation de l'occupation *Rana dalmatina* en 2019

Le meilleur modèle ($AIC = 195,21$; $AIC_{weight} = 0,0874$) en 2019 pour expliquer l'occupation de la Grenouille agile est celui pour lequel : la probabilité de détection varie en fonction du temps et l'occupation dépend des variables turbidité de l'eau, pente douce et complexité de la végétation. Ce modèle est bien ajusté pour l'année 2019 ($\hat{c} = 2,6483$).

2.3.5.3. Probabilité de détection pour *Rana dalmatina*

La probabilité de détection de la Grenouille agile (**Fig. 14**) est variable en fonction des années, en moyenne elle augmente entre 2011 et 2015 ($P_{2011} = 0,46$, $P_{2015} = 0,89$) puis diminue en 2019 ($P_{2019} = 0,77$). En 2011 elle diminue au cours des passages ($P_{12011} = 0,81$, $P_{22011} = 0,50$, $P_{32011} = 0,07$) avec une très faible détection au P3. En 2015 elle est constante avec une tendance à la diminution ($P_{12015} = 0,95$, $P_{22015} = 0,89$, $P_{32015} = 0,83$) et en 2019, elle est plus forte au deuxième passage ($P_{22019} = 0,94$), qu'aux P1 ($P_{12019} = 0,69$) et P3 ($P_{32019} = 0,69$).

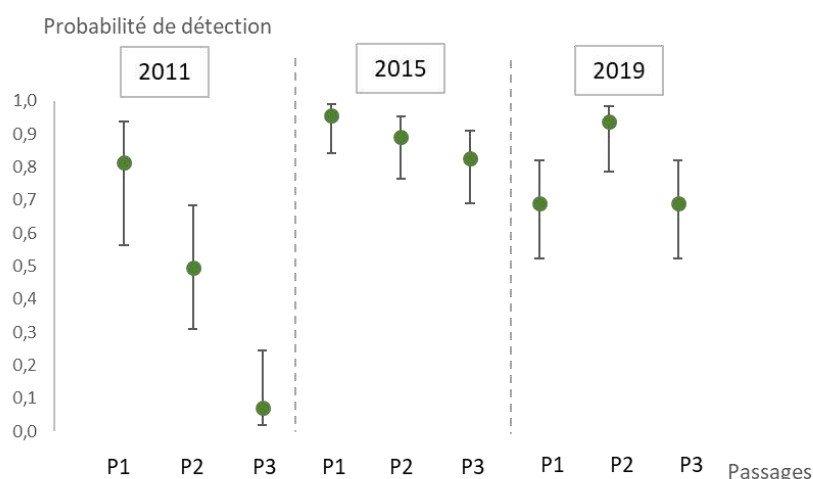


Figure 14 : Probabilité de détection de *Rana dalmatina* pour chaque année en fonction des passages

2.3.5.4. Occupation multiple saison 2011-2015-2019 de *Rana dalmatina*

Le meilleur modèle ($AIC = 539,07$; $AIC_{weight} = 0,4902$) qui traduit l'occupation de la Grenouille agile en période de reproduction dans les mares en 2019 est le modèle avec ψ constante, γ varie en fonction du temps, ε varie en fonction de l'évolution de l'abondance d'écrevisses et p varie en fonction des années et des passages.

Modèle = $\psi(\text{cst})$, $\gamma(\text{temps})$, $\varepsilon(\text{temps} \times \text{évolution écrevisses})$, $p(\text{années} \times \text{saison})$

Entre 2011 et 2015 ($\psi_{2011} = 0,41$ et $\psi_{2015} = 0,66$), l'occupation estimée (**Fig. 15**) a tendance à augmenter et entre 2015 et 2019 ($\psi_{2019} = 0,50$) on observe une diminution, cependant les intervalles se chevauchant, on ne peut pas s'en remettre qu'à ce seul paramètre (**Tab. XI**).

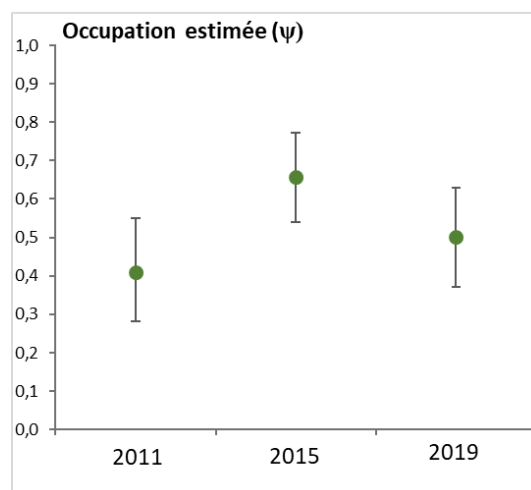


Figure 15 : Occupation estimée de la Grenouille agile en 2011, 2015 et 2019

Tableau XI : Paramètres du résultat de l'occupation multiple-saison pour la Grenouille agile (γ : colonisation, ε : extinction, λ : taux de variation d'occupation).

Paramètres	Valeur estimée	Erreur standard	Intervalle de confiance à 95%
$\gamma_{2011-2015}$	0,52	0,08	[0,36-0,67]
$\gamma_{2015-2019}$	0,17	0,08	[0,06-0,37]
$\varepsilon_{2011-2015}$	0,14	0,07	[0,04-0,34]
$\varepsilon_{2015-2019}$	0,35	0,08	[0,2-0,51]
$\lambda_{2011-2015}$	1,60	0,27	[1,07-2,13]
$\lambda_{2015-2019}$	0,75	0,09	[0,57-0,926]

Entre 2011 et 2015, la colonisation est supérieure à l'extinction locale, de plus le taux de variation de l'occupation est largement supérieur à 1, on a donc une augmentation de l'occupation pour la Grenouille agile entre 2011 et 2015. Au contraire entre 2015 et 2019, l'extinction locale est plus importante que la colonisation et le taux de variation est inférieur à 1 en prenant en compte l'intervalle de confiance, ce qui traduit une diminution de la distribution de la Grenouille agile dans les mares de bordure du Marais poitevin.

2.4. Analyse des principaux paramètres influençant la présence des espèces d'amphibiens dans les mares de bordure

2.4.1. Modélisation de la richesse taxonomique par la méthode de Royle

La richesse taxonomique est modélisée en fonction des variables du milieu, les 3 variables retenues (**Tab. XII**) sont la complexité et le recouvrement des herbiers et l'abondance d'écrevisses.

Tableau XII : Variables sélectionnées par modélisation de la richesse taxonomique

Variables	AIC	Delta AIC	AIC weight
Complexité de la végétation	518.69	0.00	0.9906
Recouvrement Végétation	534.85	16.16	0.0003
Abondance d'écrevisse	544.84	26.15	0.0000

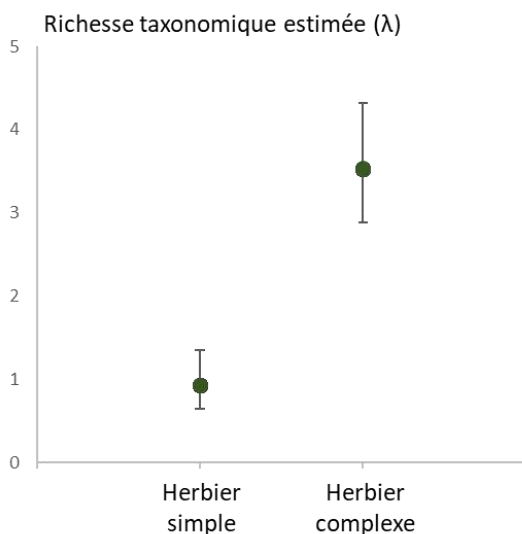


Figure 16 : Richesse spécifique en fonction de la complexité des herbiers aquatiques en 2019

On peut ainsi estimer par modélisation la richesse taxonomique en fonction de ces 3 variables.

La richesse taxonomique estimée par modélisation en fonction de la complexité des herbiers aquatiques (**Fig.16**) montre que lorsque la végétation aquatique est plus complexe, la richesse taxonomique est plus élevée.

Le recouvrement en herbier influence aussi la richesse spécifique (**Fig.17**), quand le recouvrement représente la moitié ou plus de la mare on a une augmentation de la richesse spécifique.

Figure 17 : Richesse spécifique en fonction recouvrement de la végétation aquatique en 2019

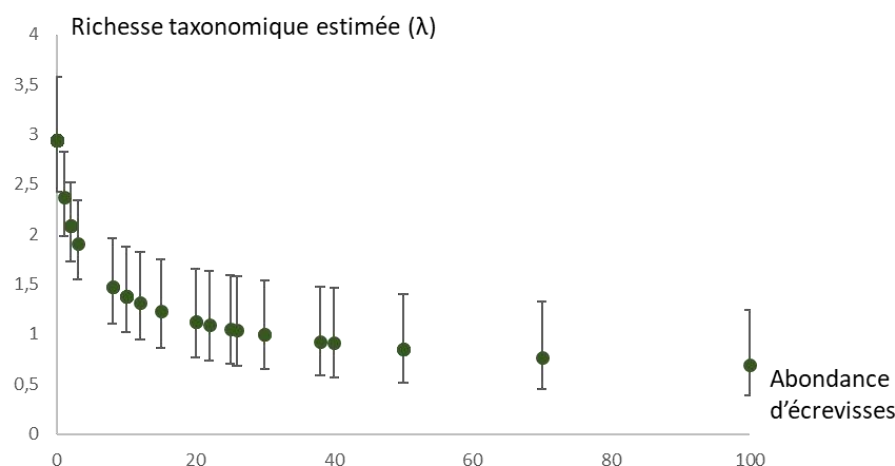
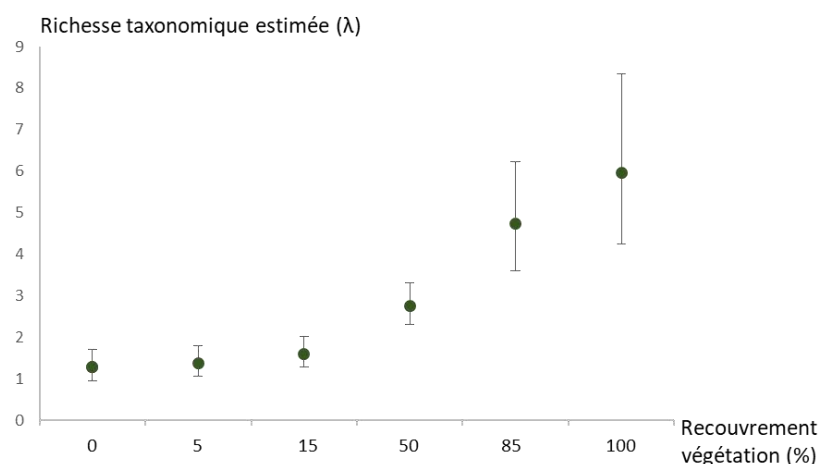


Figure 18 : Richesse spécifique en fonction de l'abondance d'écrevisses.

Sur ce graphique (**Fig.18**), en 2019, on observe que l'abondance d'écrevisse influe négativement sur la richesse spécifique en Amphibiens dans les mares. Elle diminue de moitié quand on passe de 0 à 10 écrevisses dans une mare.

2.4.2. Analyse de l'évolution des herbiers sur l'échantillon de 15 mares suivies en 2015

On a réalisé un relevé floristique sur un échantillon de 15 mares afin d'observer l'évolution des herbiers en 4 ans et de déterminer si on a un lien avec l'occurrence des espèces d'amphibiens sur ces mares.

Tableau XIII : Résultats statistiques test de Wilcoxon pour échantillons appariés (RS_VEG : Richesse floristique, Rec : Pourcentage de recouvrement, N=nombre de mares échantillonnées, W : valeur test de Wilcoxon pour échantillons appariés, p : valeur de probabilité)

Echantillons	N	Moyenne	Médiane	W	p
RS_VEG_2015	15	8,6	9	76,5	0,028675
RS_VEG_2019	15	5,7	6		
Rec_2015	15	0,68333	0,43	106,5	0,0080719
Rec_2019	15	0,7	0,5		

On observe avec un test statistique sur les distributions (**Tab. XIII**) du nombre d'espèce de plantes par mares que pour les 15 mares, on a une diminution ($p=0,029<0,05$) de la richesse spécifique entre 2015 et 2019 avec 11 mares sur 15 qui voient une diminution de leur nombre d'espèces (**Fig.19**). De plus on observe également une différence significative (**Tab. XIII**) pour les pourcentages de recouvrements sur ces 15 mares entre 2015 et 2019.

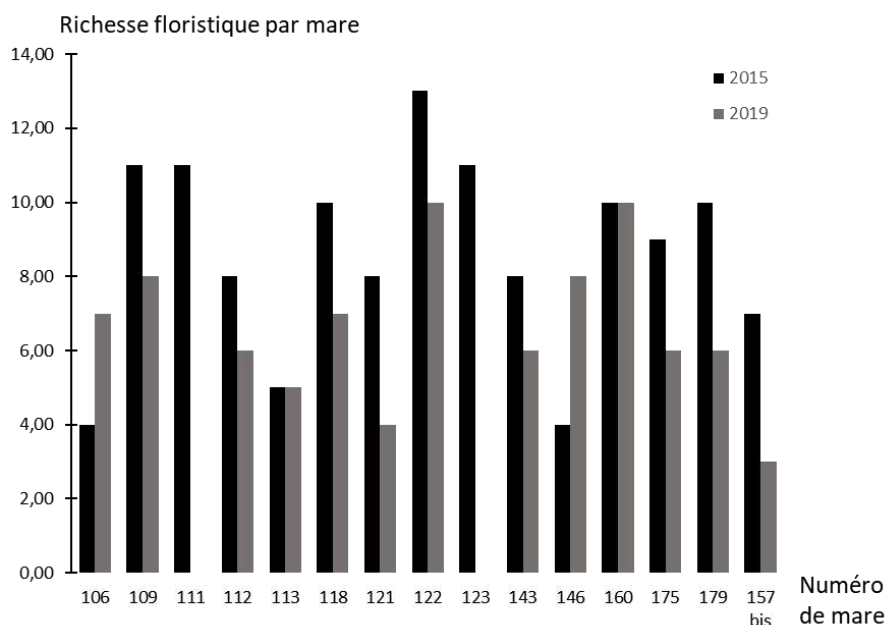


Figure 19 : Comparaison de la richesse floristique entre 2015 et 2019 sur un échantillon de n=15 mares

Par ailleurs en comparant les courbes (**Fig. 20 et 21**) représentant le nombre d'espèces de plante par mares et la richesse spécifique en amphibien, on observe un lien entre les herbiers et le nombre d'espèces en Amphibien, que ce soit pour 2015 (**Fig.20**) ou pour 2019 (**Fig.21**), on a la même tendance pour la majorité des mares.

Sur les 11 mares dont la richesse floristique diminue entre 2015 et 2019, on a 7 mares pour lesquelles le nombre d'espèces d'Amphibien diminue. Cette tendance est d'autant plus marquée pour les mares 111 et 123 pour lesquelles aucune végétation n'a été retrouvée en 2019 et dont les richesses spécifiques en Amphibien passent respectivement de 4 à 1 et de 6 à 0 en 2019.

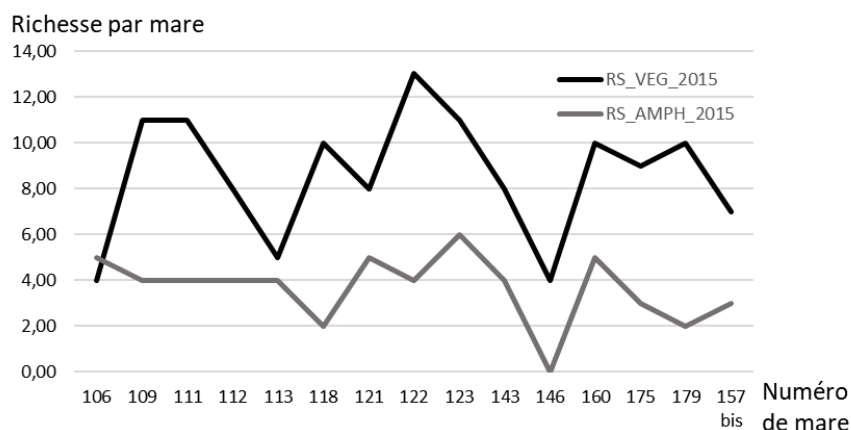


Figure 20 : Richesse floristique et richesse spécifique en Amphibien sur un échantillon de n=15 mares en 2015

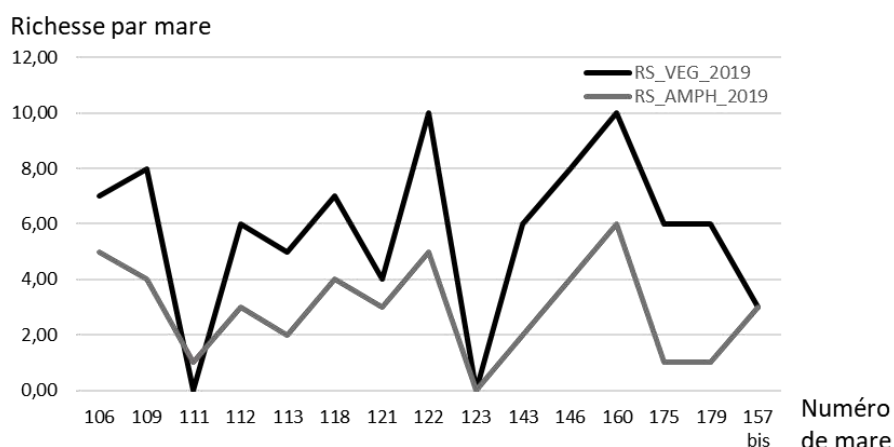


Figure 21 : Richesse floristique et richesse spécifique en Amphibien sur un échantillon de n=15 mares en 2019

3. Discussion des résultats :

3.1. Evolution du peuplement d'Amphibiens

L'analyse de la richesse spécifique moyenne interannuelle ne montre aucune différence que ce soit entre 2011, 2015 et 2019. Lorsque l'on compare par secteur, on a le secteur 2 en Vendée (Lairoux-Saint Denis du Payré-Chasnais) qui voit sa richesse spécifique diminuer entre 2011 et 2015. La richesse spécifique, montre qu'à l'échelle du cortège, les espèces semblent stables, même si elle renseigne sur un état global, il est donc intéressant d'analyser l'occupation espèce par espèce.

Le secteur 2 (Lairoux-Saint Denis du Payré-Chasnais) en plus d'être le secteur avec le moins de mares, voit sa richesse spécifique diminuer, ceci peut s'expliquer par le fait que ce secteur de Vendée est en limite du marais mouillé, zone plus favorable aux amphibiens dans le Marais poitevin.

Entre 2015 et 2019, une diminution de l'occupation est observable pour 3 espèces :

- La Rainette verte, pour qui la tendance se confirme puisque cette espèce accusait déjà une diminution de son occupation en 2015 (Thirion *et al.* 2016).
- La Grenouille agile qui voit son occupation diminuer en 2019 alors que la tendance était plutôt à la hausse en 2015 pour les mares bocagères, mais cela confirme la tendance observée entre 2010 et 2018 sur les 150 habitats du Marais poitevin (Thirion *et al.* 2018).

Pour cette espèce le succès reproducteur peut varier d'une année à l'autre et l'un des facteurs qui explique la variation de la reproduction est la précipitation (Hartel 2005 et Hartel 2008). Les précipitations en février sont positivement corrélées à la période et à l'intensité de la reproduction. L'hiver sec de 2019 (écart aux normes de précipitation station de Niort pour Janvier-Février-Mars :-32 mm) peut expliquer en partie la diminution observée dans les mares de bordure, et le résultat du suivi des sites de reproduction viendra certainement confirmer cela au vu des prospections réalisées en février cette année. Pour cette espèce l'évolution est pessimiste dans l'hypothèse d'une augmentation des périodes de sécheresses hivernales.

- Et le groupe des Grenouilles « vertes » qui montrait une tendance stable entre 2011 et 2015 pour les mares de bordure et également entre 2010 et 2018 sur l'ensemble du Marais poitevin. Les *Pelophylax sp.* font parti des espèces les plus représentées dans les mares, cependant en 2019 on a une baisse du nombre de mares occupées avec seulement un peu plus de la moitié des sites. Pour ce groupe, il serait intéressant de pouvoir évaluer la composition des populations, pour savoir quel complexe est présent dans ces mares, afin de comprendre les enjeux liés au déclin des espèces et de leur hybrides (Patrelle 2010, Marchadour 2009).

Les deux espèces de Triton montrent plutôt une tendance à l'augmentation de l'occupation. Cependant il est nécessaire de discuter ces résultats en intégrant les probabilités de détection.

Pour le Triton marbré, et le Triton palmé, les probabilités de détection ont fortement augmentée en 2019, notamment par un appui de la recherche des œufs de triton difficilement détectables car déposés à l'intérieur de feuilles (Miaud 2004), par 5 min de recherche de ponte. L'augmentation de l'occupation des deux espèces de Triton peut donc être en lien avec l'augmentation de la probabilité de détection. Pour le Crapaud épineux, la Salamandre tachetée et le Triton crêté les tendances restent incertaines au vu de l'insuffisance des données récoltées. On peut tout de même noter que le Crapaud épineux avait été détecté sur 2 mares en 2011 contre 7 mares en 2015 et 0 mares en 2019.

3.2. Influence des paramètres sur cette évolution

Ce suivi des mares du bocage en bordure du Marais poitevin, met en évidence l'importance et l'influence des variables du milieu sur l'occupation des Amphibiens pendant la période de reproduction. Les variables expliquant le plus l'occupation des espèces d'Amphibiens sont les herbiers (recouvrement et type de macrophytes), ce qui confirme ce que l'on trouve dans la littérature, les herbiers servant de refuge (Hartel *et al.* 2008) et de support de ponte (Oertli *et al.* 2002) pour les Amphibiens.

Dans les mares, les pontes d'Urodèles se retrouvent principalement sur la Callitriche, Glycérie, et Menthe aquatique. Les pontes de Rainette verte se retrouvent dans les herbiers composés de Renoncule aquatique, Cornifle submergés de Characées.

La modélisation par méthode Royle confirme l'importance des herbiers aquatique pour les amphibiens et surtout la complexité caractérisée par des herbiers d'hydrophytes diversifiés (Thirion *et al.* 2018). La diminution significative des herbiers (nombre d'espèces et recouvrement) observée sur les mares peut donc influencer négativement l'occupation des amphibiens.

Les mares sont des milieux qui évoluent, en quatre ans, on observe des changements significatifs, que ce soit au niveau des herbiers, du comblement des mares, de la fermeture végétale. L'une des causes principales de la disparition des amphibiens étant identifiée comme la dégradation des habitats (destruction, détérioration, fragmentation) (Cushman, 2006 et Becker *et al.* 2007), ceci est problématique pour des espèces étant plutôt fidèles à leur site de reproduction (Semlish et Raymond, 2008).

Une des variables qui ressort également lors de la modélisation de l'occupation est l'abondance de l'Ecrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), espèce envahissante qui affecte les Amphibiens d'une part par la prédation (Cruz *et al.* 2006, Gherardi *et al.* 2001, Ficetola *et al.* 2012, Nyström *et al.* 1997,) et également par la destruction des herbiers (Thirion *et al.* 2016). Le nombre de mares colonisées a augmenté de 112,5% entre 2011 et 2019.

Des suivis de l'écrevisse pourraient être envisagés pour essayer d'empêcher la colonisation des autres mares qui ne sont pas connectées. Pour la fermeture et l'envasement, des campagnes de curages pourraient être mis en place, la réouverture permettant un renouvellement de la végétation aquatique.

3.3. Critique de la méthode et amélioration du protocole

Cette étude permet de suivre l'évolution du cortège d'Amphibiens dans les mares de bordure du Marais poitevin à long terme. L'analyse par « site-occupancy » est fiable et robuste, l'écart d'incertitude des intervalles de confiance peut être pallié par une analyse multi-paramètre. Pour cette étude, dans chaque cas les résultats sont cohérents.

L'amélioration du protocole a permis une meilleure détection en 2019 notamment pour les Urodèles. La détection au premier passage pour le Triton palmé reste faible dû à la difficulté de trouver les œufs camouflés dans les herbiers, elle augmente ensuite avec les passages avec la détection des larves. Pour le Triton marbré on a le même schéma mais avec une probabilité de détection plus élevée.

Une solution pour améliorer les probabilités de détection serait de réaliser les passages courant mai (début, mi-mai et fin mai), ce qui permettrait de détecter les pontes mais aussi les larves qui seraient alors plus grosses en fin de session.

Conclusion :

Actuellement dans les mares de bordure du bocage en Marais poitevin la dynamique est plutôt à la baisse pour 3 espèces, cela confirme les tendances retrouvées en 2015 pour la Rainette verte (Thirion *et al.* 2016). L'étude réalisée sur 150 habitats du Marais poitevin (Thirion *et al.* 2018) montre également une situation anormale pour les Amphibiens entre 2010 et 2018.

Il est difficile de distinguer les facteurs responsables de ce déclin, comme le relève Pechmann *et al* en 1991), cependant la modification du milieu (diminution des herbiers, fermeture des mares, comblement) a un fort impact sur les populations d'Amphibien.

Ce suivi permet une vue d'ensemble sur le long terme de l'évolution des espèces d'Amphibien sur ces mares de bocage en bordure du Marais poitevin. L'amélioration des probabilités de détection et du protocole permettront de préciser et d'affiner les tendances. La poursuite de ce suivi permettra d'ajouter une nouvelle année d'interprétation, les tendances observées seront à confirmer en 2023. Ce suivi est aussi complémentaire aux suivis réalisés par l'Observatoire du Patrimoine naturel du Marais poitevin, qui permettent une évaluation globale sur l'ensemble du territoire.

Bibliographie :

A.

Alford, R.A., Richards, S.J., 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual review of Ecology and Systematics* **30**, 133–165.

B.

Baudry, J., Jouin, A., 2003. De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. *Editions Quae*.

Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F., Prado, P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* **318**, 1775–1777.

Blaustein, A.R., Wake, D.B., 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Elsevier Current Trends* **5**, 203-204.

Blaustein, A.R., Wake, D.B., Sousa, W.P., 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation biology* **8**, 60–71.

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

C.

Cruz, M., Rebelo, Rui, et Crespo, E. 2006. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* **3**, 329-338.

Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation* **128**, 231–240.

D.

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. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Naturel Régional du Marais Poitevin.

F.

Ficetola, G.F., Siesa, M., Padoa-schioppa, E., et al. 2012. Wetland features, amphibian communities and distribution of the alien crayfish, *Procambarus clarkii*. *Alytes* **1-4**, 75-87.

G.

Geniez, P., Grillet, P., Thirion, J.-M., 2002. Les amphibiens et les reptiles du centre-ouest de la France: région Poitou-Charentes et départements limitrophes. *Biotope*.

Gouraud, C., 2015. Suivi des Amphibiens des mares bocagères en bordure de Marais poitevin 2011-2015, Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, OBIOS, Mémoire de Master Ingénierie des Milieux Aquatiques et des Corridors Fluviaux – Tours.

Grosselet, O., Gouret, L., Dusoulrier, F. (coord.), 2011. Les amphibiens et les reptiles de la Loire-Atlantique à l'aube du XXI^e siècle: identification, distribution, conservation. Saint-Sébastien-sur-Loire, *De mare en mare*, 207.

Guzy, J., McCoy, C., Earl, D., Deyle, A., et al., 2012. Urbanization interferes with the use of amphibians as indicators of ecological integrity of wetlands. *Journal of Applied Ecology*, **4**, 941-952.

H.

Hartel, T., 2008. Weather conditions, breeding date and population fluctuation in *Rana dalmatina* from central Romania. *The Herpetological Journal*, **1**, 40-44.

Hartel, T., 2005. Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. *North-Western Journal of Zoology*, **1**, 5-13.

Hartel, T., Nemes, S., Demeter, L., et al. 2008. Pond and landscape characteristics-which is more important for common toads (*Bufo bufo*) ? A case study from central Romania. *Applied Herpetology*, **1**, 1

Hocking, D., & Babbitt, K., 2014. Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology*, **9**, 1-17.

Hopkins, W.A., 2007. Amphibians as models for studying environmental change. *Ilar Journal* **48**, 270-277.

Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H., Kuzmin, S.L., 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* **404**, 752.

I.

IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 March 2019.

M.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L., & Hines, J., 2006. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Elsevier. *Academic Press*. 324p.

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

Miaud, C., Muratet, J., 2004. Identifier les œufs et les larves des amphibiens de France. Editions Quae.

Myre, E., Shaw, R., 2006. The turbidity tube: simple and accurate measurement of turbidity in the field. Michigan Technological University.

N.

Nyström, P., Axelsson, E., Sidenmark, J., et al. 1997. Crayfish predation on amphibian eggs and larvae. *Amphibia-Reptilia*, **3**, 217-228.

O.

Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., *et al.* 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation*, **1**, 59-70.

P.

Patrelle, C. 2010. Les complexes d'hybridation chez les grenouilles vertes: identification génétique, exigences écologiques, et capacités d'acclimatation. Thèse de doctorat.

Pechmann, J.H.K., Scott, D.E., Semlitsch, R.D., *et al.* 1991, Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, **5022**, 892-895.

R.

Royle, J.A., 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, **1**, 108-115.

S.

Seale, D.B. 1980. Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in a pond ecosystem. *Ecology*, **61**, 1531-1550.

Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Isailović, J.C., Denoël, M., Ficetola, G.F., Gonçalves, J., 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia* **35**, 1–31.

Starosta, P., Moncuit, T. Frogs and other amphibians. Milan, Seuil, 2006, 189.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* **306**, 1783–1786.

Semlitsch, R.D. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *The Journal of wildlife management*, **1**, 260-267.

T.

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.

Thirion, J.-M., Vollette, J., Trotignon, P., Sudraud, J., Mercier, P. et Texier, A. (2018) - Suivi à long terme des Amphibiens du Marais poitevin. 2010-2018. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais Poitevin, OBIOS, Parc Régional du Marais Poitevin, Pont l'Abbé d'Arnoult. 86 p.

U.

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

W.

Wake, D.B., 1991. Declining amphibian populations. *Science* **253**, 860–861.

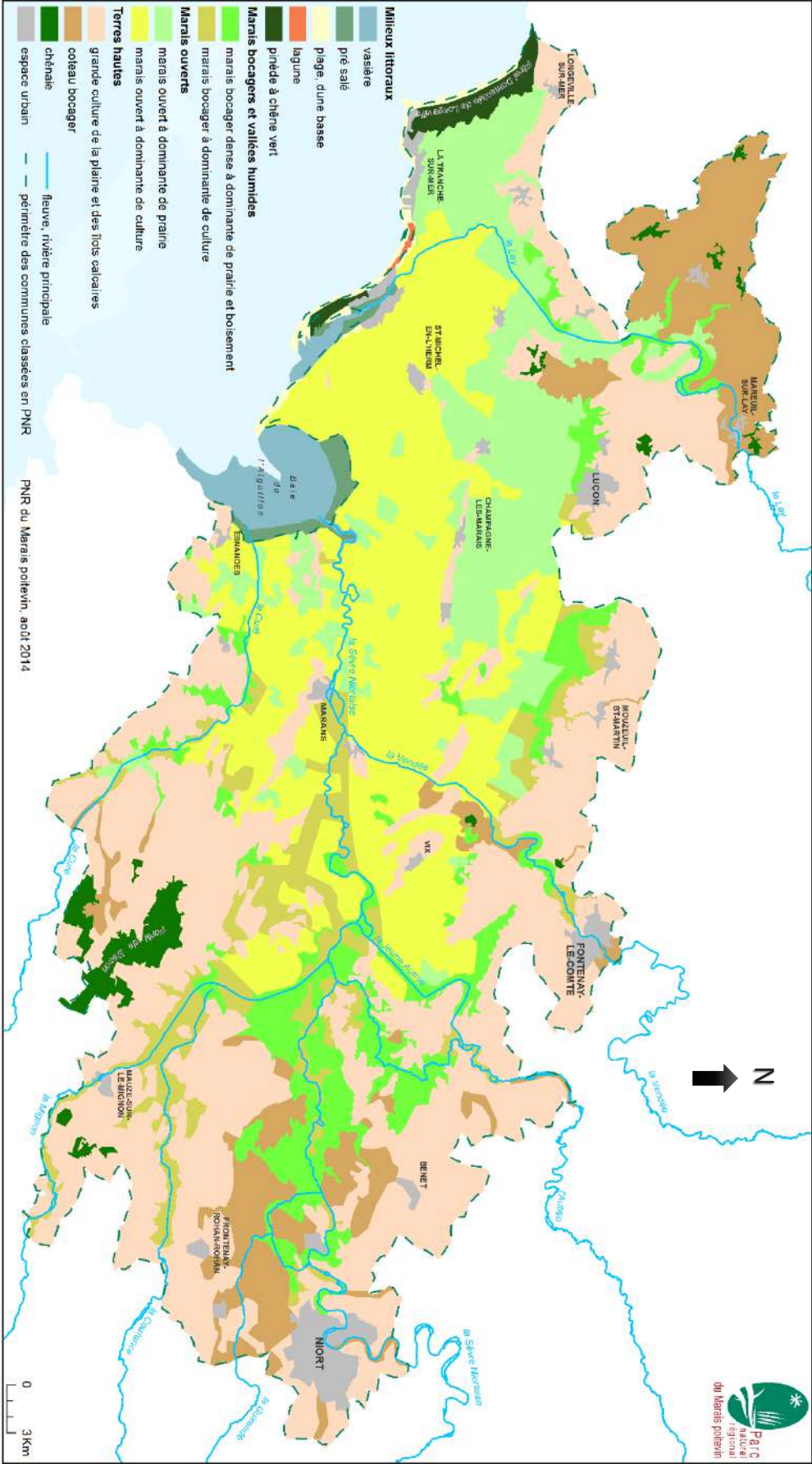
Wake, D.B., Vredenburg, V.T., 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**, 11466–11473.

Annexes :

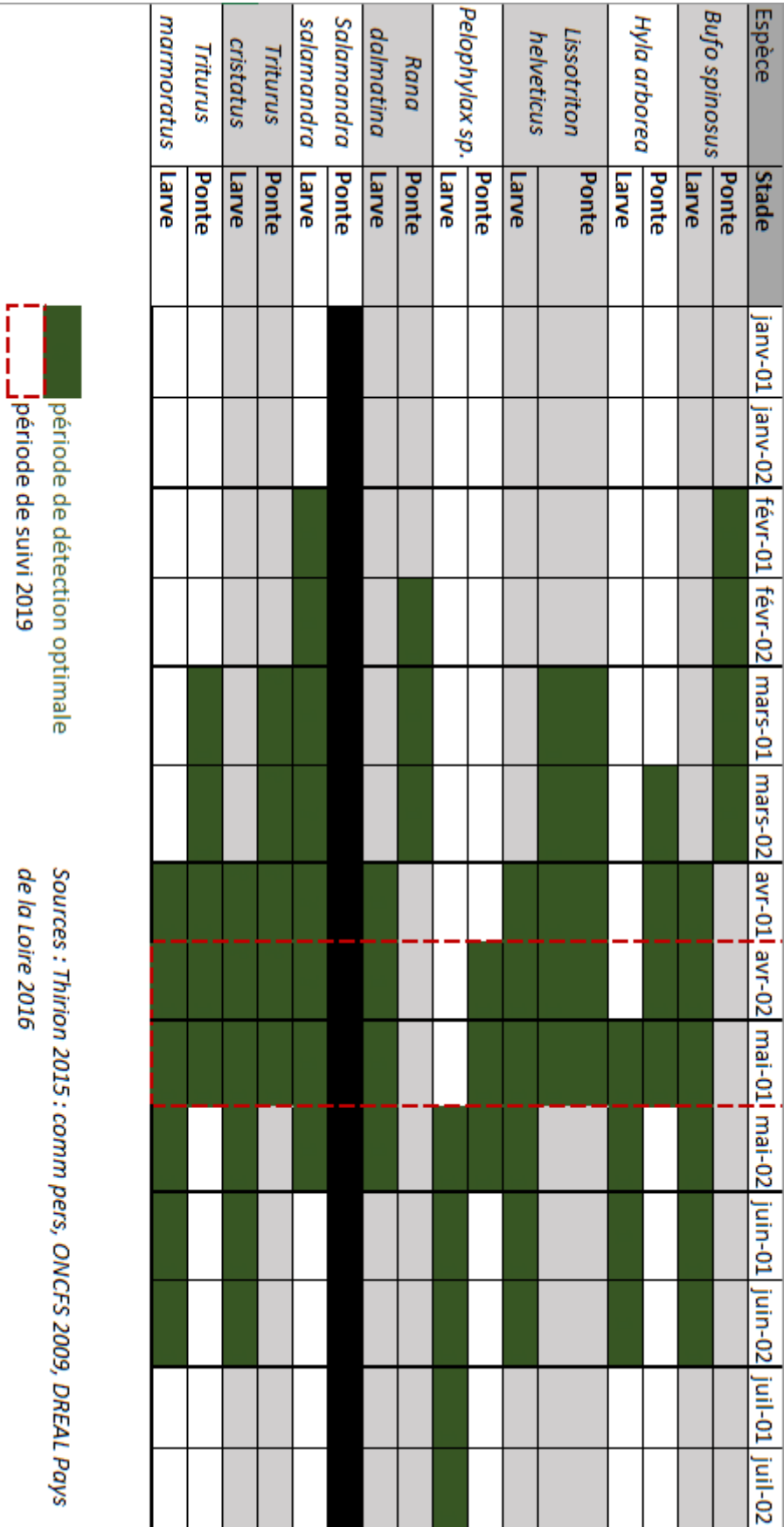
- 1- Les quatre unités écologiques et paysagères dans le Marais poitevin
- 2- Phénologie de la reproduction des amphibiens en Pays de la Loire
- 3- Fiche d'identité de la mare n°100
- 4- Fiche de terrain 2019

Annexe 1 : Les quatre unités écologiques et paysagères dans le Marais poitevin

Unités écologiques et paysagères dans le Marais poitevin



Annexe 2 : Phénologie de la reproduction des amphibiens en Pays de la Loire

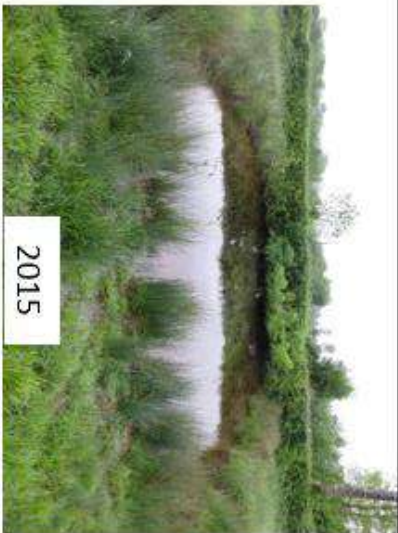


Annexe 3 : Fiche d'identité de la mare n°100

Mare n° 100	Le Pré-Moisnard	Long. : 0.6555801630	X L93 : 418719,8839	Proprio. : [REDACTED]	
	LE VANNIEAU-IRLEAU	Lat. : 46.29863022	Y L93 : 6584150,762	Exploit. : [REDACTED]	Contact : [REDACTED]



X Entrée parcelle



Annexe 4 : Fiche de terrain 2019

Observateurs :

LOCALISATION	
Réf. Mare :	
Date T1	
Date T2	
Date T3	
Localisation	
Coordonnées	
Ref photos	

METEO			
	T (°C)	Météo	Nébulosité
Passage T1			
Passage T2			
Passage T3			
	Vent (force)	Orientation	
Passage T1			
Passage T2			
Passage T3			

PEUPLEMENT																											
Espèces	Pêche T1							Pêche T2							Pêche T3												
	M	F	L	P	sp	Am	Ch	M	F	L	P	sp	Am	Ch	M	F	L	P	sp	Am	Ch						
Alyte accoucheur																											
Crapaud calamite																											
Crapaud épineux																											
Grenouille agile																											
Grenouille rousse																											
Grenouille verte																											
Pelodyte ponctué																											
Rainette arboricole																											
Rainette méridionale																											
Salamandre tachetée																											
Triton crêté																											
Triton de Blasius																											
Triton marbré																											
Triton palmé																											
Remarques																											

M = Mâle L = Larve sp = Sexe indéterminé
F = Femelle P = Ponte Am = Amplexus Ch = Chant

DESCRIPTION DU SITE	
Présence d'un tributaires et/ou d'un exutoire :	Utilisation : Oui / Non
Typologie : mare de lisière, forestière, bocagère, prairiale, de village, de culture	Entretien : Oui / Non
Mare temporaire / mare permanente	Occupation du sol/parcelle :
Indices éventuels de pollutions :	
Piétinement lié au bétail : Aménagement (clôture) :	
Distance minimum de la mare à un boisement ou une haie :	
Distance minimum de la mare à un autre milieu aquatique :	

PARAMETRES STRUCTURANT L'HABITAT		INVENTAIRES ESPECES	
Superficie :	Ph :	Autres espèces : Ecrevisses : OUI / NON Nbre =	
Longueur :	T° eau (°C) :		
Largeur :	Turbidité :		
Profondeur maxi :	Conductivité (µS/cm) :		
Nature du fond :	Dioxygène dissous (mg.l) :		
Epaisseur vase :	Ombrage (%) :		
Nitrates :	Nitrites :		

BERGES	VEGETATION		
Périmètre de berge en pente douce < 45° : %	Hélophytes (recouvrement) : %	Stratification de la végétation rivulaire	
Périmètre de berge en pente forte > 45° : %	Hydrophytes non enracinées (recouvrement) : %	Strates	hauteur couvert
Etat général des berges :	Hydrophytes enracinées(recouvrement) : %	Arborée (>5m)	%
		Arborescente (2-5m)	%
MESURES DE GESTION ENVISAGEABLES :	Hydrophytes non enracinées identifiées :	Total :	100%
	Hydrophytes enracinées identifiées :	Recouvrement total de la végétation aquatique	
	Hélophytes identifiées :	Type de macrophytes	

RESUMÉ

Master 2 BEE, parcours Biodiversité et Suivis Environnementaux

Stage du 04/02 au 31/07/2019

Moreau Léa

Suivi des Amphibiens des mares bocagères en bordure du Marais poitevin :

Résumé :

Le suivi des Amphibiens dans les mares de bocage en bordure du Marais poitevin a débuté en 2011 et est mis en place tous les quatre ans. L'observatoire du patrimoine naturel via son pôle Amphibien composé du PNR du Marais poitevin et des associations OBIOS, DSNE et LPO85, ont la charge de ce suivi sur trois secteurs répartis en Vendée et Deux-Sèvres. En 2019 ce suivi est renouvelé sur 71 mares avec la coopération d'une cinquantaine de propriétaires et exploitants. L'objectif de ce suivi est de comparer l'évolution de la présence des Amphibiens sur ces sites et d'analyser l'influence des paramètres environnementaux sur l'occupation des Amphibiens. Pour cela, on se base sur la détection des preuves de reproduction (pontes et larves) sauf pour le complexe des Grenouilles vertes (*Pelophylax sp.*), pour lequel les adultes sont pris en compte. Ce suivi à long terme est basé sur la méthode d'analyse par site occupancy de Mackenzie, qui permet l'estimation de l'occupation réelle des taxons par modélisation, en prenant en compte la probabilité de détection et l'influence des variables environnementales. Le protocole est établi sur 3 passages entre mi-avril et mi-mai et se compose de 5 minutes de recherche des pontes et 10 minutes de pêche en journée. Les paramètres caractérisant les mares sont relevés et un relevé floristique est réalisé sur un échantillon de 15 mares. Les résultats montrent que les espèces qui occupent plus de la moitié des sites sont le Triton palmé et le « Complexe des Grenouilles vertes ». Il n'y a aucune différence des richesses spécifiques moyennes entre les trois années de suivi. Mais l'analyse de l'occupation par espèce indique une tendance à la baisse pour trois espèces : La Rainette verte, La Grenouille agile et le « Complexe des Grenouilles vertes ». Pour les deux espèces de Triton, la tendance montre qu'il y a plus de sites colonisés que d'extinctions entre 2015 et 2019, l'amélioration du protocole par la recherche de pontes pourrait expliquer cette augmentation. Pour le Crapaud épineux, la Salamandre tachetée et le Triton crêté, le manque de données ne permet pas une analyse de l'occupation. L'analyse des variables environnementales montre une influence des herbiers et de l'abondance de l'écrevisse de Louisiane sur l'occupation des Amphibiens lors de la période de reproduction. Les relevés floristiques démontrent une diminution de la richesse spécifique des herbiers sur l'échantillon de 15 mares. Entre 2015 et 2019, la tendance se confirme pour la Rainette verte et s'ajoute deux espèces ayant une diminution d'occupation. La poursuite de ce suivi en 2023 permettra d'obtenir plus d'informations sur cette évolution.

Maitre de stage : Texier Alain

a.texier@parc-marais-poitevin.fr

Parc Naturel Régional du Marais poitevin

3 rue de l'Eglise

79100 Coulon

05.49.35.15.20