



Université d'Angers
Faculté des Sciences
2, boulevard Lavoisier
49045 ANGERS



**Ecole Doctorale
d'Angers**



**Parc Naturel Régional
Périgord-Limousin**
24300 Abjat-sur-Bandiât

Master 2 Recherche
Altération des Systèmes Biologiques
(Responsable : Bruno Lapied)

**Etude de l'impact de la Grenouille taureau,
Rana catesbeiana, sur les Amphibiens
autochtones du Parc Naturel Régional
Périgord-Limousin**

Par Alexandre MONGUILLON

Stage encadré par :

Alain PAGANO : Maître de conférence au Laboratoire Paysages et Biodiversité

Tony DEJEAN : Chargé de mission au Parc Naturel Régional Périgord-Limousin

Année universitaire : 2006/2007

Sommaire

INTRODUCTION.....	p.1
I – <u>Diversité taxonomique et impacts des espèces invasives.....</u>	p.1
II – <u>Vulnérabilité des Amphibiens.....</u>	p.2
III – <u>Impacts de la Grenouille taureau, <i>Rana catesbeiana</i>.....</u>	p.3
IV – <u>Programme d'éradication mis en place.....</u>	p.4
V – <u>Objectifs.....</u>	p.5
MATERIELS & METHODES.....	p.6
I – <u>Matériel biologique.....</u>	p.6
A° <i>Classification et particularités morphologiques.....</i>	p.6
B° <i>Habitat et période d'activité.....</i>	p.6
C° <i>Reproduction et développement.....</i>	p.7
D° <i>Régime alimentaire.....</i>	p.8
E° <i>Aire de répartition.....</i>	p.9
II – <u>Protocole d'étude.....</u>	p.10
A° <i>Le site étudié.....</i>	p.10
B° <i>Sélection des plans d'eau.....</i>	p.11
C° <i>Protocole d'échantillonnage.....</i>	p.12
D° <i>Typologie.....</i>	p.14
III – <u>Méthode d'analyse des données.....</u>	p.15
A° <i>Occurrence des espèces.....</i>	p.15
B° <i>Richesses spécifiques.....</i>	p.15
C° <i>Abondance des Amphibiens autochtones.....</i>	p.16
RESULTATS.....	p.17
I – <u>Occurrence des espèces.....</u>	p.17
II – <u>Richesses spécifiques.....</u>	p.18
A° <i>Analyse descriptive.....</i>	p.18
B° <i>Tests statistiques.....</i>	p.18

III – <u>Abondance des Amphibiens autochtones</u>	p.20
<i>A° Abondance du Crapaud commun</i>	p.20
<i>B° Abondance de la Grenouille agile</i>	p.21
<i>C° Abondance du complexe des Grenouilles vertes</i>	p.21
IV – <u>Abondance de la Grenouille taureau</u>	p.22

DISCUSSION.....p.23

I – <u>Dynamique invasive de la Grenouille taureau</u>	p.23
II – <u>Les peuplements d'Amphibiens autochtones</u>	p.24
<i>A° Occurrences et richesses spécifiques</i>	p.24
<i>B° Le Crapaud commun</i>	p.25
<i>C° La Grenouille agile</i>	p.27
<i>D° Le complexe des Grenouilles vertes</i>	p.28

CONCLUSION.....p.29

BIBLIOGRAPHIE

RESUME - ABSTRACT

INTRODUCTION

L'essor du commerce et du tourisme à l'échelle mondiale a favorisé les déplacements d'animaux et de végétaux (introductions volontaires ou non), permettant de fait à de nombreuses espèces d'augmenter leur aire de répartition. Ces effets de l'activité humaine sur la mobilité des organismes ont contribué à modifier la diversité locale et globale de la planète, avec des conséquences importantes sur les écosystèmes (Chapin *et al.* 2000). Ces introductions, qui peuvent générer des espèces envahissantes, ou invasives, sont depuis lors reconnues comme étant une des principales atteintes à la biodiversité globale, après la destruction et la fragmentation des habitats (Vitousek *et al.* 1997 ; Lowe *et al.* 2000 ; Alonso *et al.* 2001 ; Mooney & Cleland 2001).

Le concept d'invasion biologique au sens large est défini comme l'accroissement durable de l'aire de répartition d'un taxon. Ce concept ne se limite aux invasions d'origine anthropique, il intègre également tous les processus naturels d'invasions spontanées (Pascal *et al.* 2003). En revanche, la définition au sens plus stricte désigne comme « invasif » une espèce allochtone - introduite par l'Homme - qui devient un agent de perturbation nuisible à la biodiversité autochtone des écosystèmes naturels ou semi-naturels dans lesquels elle s'est établie (Anonyme 1999 ; Shine *et al.* 2000).

Cependant, toutes les espèces introduites ne sont pas invasives. En 1996, Williamson a estimé que 10 % des espèces introduites survivent et que parmi celles-ci, 10 % deviennent envahissantes. La Grenouille taureau fait partie de ces espèces introduites par l'homme qui ont réussi à s'implanter et à proliférer hors de leur aire de répartition d'origine.

I – Diversité taxonomique et impacts des espèces invasives

Les espèces exotiques envahissantes appartiennent à des taxons variés : micro-organismes, plantes, invertébrés et vertébrés. Ces organismes présentent en général une compétitivité élevée et ont causé le déclin ou l'extinction de nombreuses espèces autochtones à travers le monde (Lawler *et al.* 1999). Par exemple, le Lantaniier (*Lantana camara*) menace la diversité floristique de l'Inde et de l'Australie (Van Oosterhout *et al.* 2004). L'expansion rapide de cette plante a été possible grâce

à l'interaction entre ses caractéristiques biologiques (plasticité phénotypique, reproduction végétative, fitness importante, tolérance au feu...) et le haut niveau des perturbations anthropiques des milieux dans lesquels elle a été introduite (Sharma *et al.* 2005). Elle a donc été considérée comme faisant partie des cents pires espèces invasives au monde (IUCN 2001) du fait de son impact important sur l'agriculture, la sylviculture et la biodiversité. *Anoplolepis gracilipes* est également citée dans la liste des cents espèces invasives les plus destructrices (Lowe *et al.* 2000). Cette fourmi d'Afrique et d'Asie a été accidentellement introduite dans de nombreuses régions du monde, et notamment sur Christmas Island (Océan Indien) où elle est responsable du déplacement et du déclin des populations du crabe terrestre *Gecarcoidea natalis*, ce qui a conduit à une transformation structurelle de cet écosystème insulaire (O'Dowd *et al.* 2003). Les populations invasives d'*Anoplolepis gracilipes* vivent en super-colonies contenant de nombreuses reines, avec de très faibles niveaux d'agression intraspécifique (in Drescher *et al.* 2007). Cela permet à cet Hyménoptère de réduire les coûts liés à la territorialité, d'avoir une forte densité de travailleurs et de dominer numériquement les habitats colonisés (Holway 1999). Certains Reptiles et Mammifères ont également un impact environnemental bien visible, c'est notamment le cas du serpent brun arboricole (*Boiga irregularis*) qui a presque éradiqué les Oiseaux de l'île de Guam et du Lapin européen (*Oryctolagus cuniculus*) qui a contribué au fort déclin des populations de Marsupiaux en Australie (Williamson 1999). L'impact des espèces invasives est donc en rapport avec leurs caractéristiques biologiques et écologiques. Toutefois, cet impact est également fonction de la vulnérabilité des espèces autochtones.

II – Vulnérabilité des Amphibiens

Au vu des menaces qui pèsent sur les Amphibiens, cette classe s'avère particulièrement sensible aux invasions biologiques d'origine anthropique. En effet, malgré une richesse spécifique mondiale élevée - 6009 espèces recensées en 2006 (Darrel 2006) - plus de 43 % des Amphibiens sont en déclin (Stuart *et al.* 2004). Les causes de ce déclin global sont la destruction et la fragmentation des habitats (Blaustein *et al.* 1994 ; Gardner 2001), mais aussi la dégradation des conditions environnementales (pollution chimique, pluies acides, augmentation de l'exposition

aux rayons UV-B, changement climatique) et le renforcement des facteurs de mortalité (trafic routier, maladies, introductions de prédateurs, exploitation pour la consommation) (Hamer *et al.* 2002 ; Beebee & Griffiths 2005). Dans ce contexte de dégradation des habitats, d'extinction de la faune et de la flore locales et de modification du fonctionnement des écosystèmes, les invasions d'espèces ont été facilitées. Elles sont d'ailleurs devenues une des composantes principales du changement global (Arim *et al.* 2006).

III – Impacts de la Grenouille taureau, *Rana catesbeiana*

Suite à ses multiples introductions dans le monde entier et à sa dynamique envahissante, la Grenouille taureau est considérée comme une des cents espèces invasives les plus menaçantes pour la biodiversité autochtone (Lowe *et al.* 2000). Les caractéristiques qui font de cet Amphibien une espèce invasive sont nombreuses. Tout d'abord, les adultes sont caractérisés par une grande taille, ce qui limite la prédation à ce stade de vie. Cette espèce présente également un succès reproducteur important (Bee 2002 ; Austin *et al.* 2003a), conséquence d'une forte capacité de reproduction et d'un taux de survie élevé des larves (McIntyre & McCollum 2000). La pression de prédation est *de facto* moins forte sur les têtards des Grenouilles taureaux par rapport aux autres espèces d'Amphibiens autochtones. De plus, un régime alimentaire varié (Détain & Coïc 2001) et une plasticité phénotypique importante en font une espèce opportuniste. En effet, la Grenouille taureau présente des variations des caractéristiques écologiques (durée de vie larvaire variable) et démographiques en fonction de la latitude, ce qui souligne le potentiel d'adaptation locale de cette espèce à des environnements différents (Austin *et al.* 2003b).

L'introduction de la Grenouille taureau a perturbé la structure des communautés d'Amphibiens (Hanselmann *et al.* 2004) et a causé le déclin de nombreuses populations d'Anoures autochtones à travers la prédation et la compétition (Lanoo *et al.* 1994 ; Fisher & Shaffer 1996 ; Anonyme 2006 ; Maret *et al.* 2006). La prédation de la Grenouille taureau adulte entraîne une mortalité directe des larves et des juvéniles de certains Anoures locaux et aussi un déclin de ces populations par le

biais de la modification de l'utilisation de l'habitat (Kiesecker & Blaustein 1998). En général, les têtards des Anoures autochtones modifient leur comportement et occupent des micro-habitats moins optimaux pour leur croissance lorsqu'ils sont en présence de prédateurs tels que la Grenouille taureau (Kiesecker & Blaustein 1998). Les têtards de la Grenouille taureau entraînent également un ralentissement de la croissance des larves des Anoures autochtones. En effet, la compétition au stade larvaire liée à l'exploitation des ressources et aux mécanismes d'interférence favorise les larves de la Grenouille taureau qui sont plus grandes que celles des Amphibiens autochtones (Flores-Nava & Vera-Muños 1999). De plus, Hanselmann *et al.* (2004) ont suggéré que la Grenouille taureau serait impliquée dans la propagation de champignons parasites du groupe des Chytridiomycètes. D'après cet article, la Grenouille taureau peut être un réservoir-hôte ou un porteur de ce champignon qui serait en partie responsable de la forte mortalité et du déclin des populations d'Amphibiens en Amérique du Nord, en Europe, et en Nouvelle-zélande.

L'ensemble de ces caractéristiques font de la Grenouille taureau une réelle menace pour les Amphibiens autochtones. Aux Etats-Unis d'Amérique, la Grenouille taureau serait responsable de la réduction des populations de *Rana pipiens* et de *Rana blairi* dans plusieurs zones du Colorado (Bury & Whelon 1984). De plus, cette espèce aurait éliminé *Rana pipiens fisheri* dans le Nevada, et aurait déplacé et réduit les populations de *Rana aurora* et *Rana boylei* en Californie (Moyle 1973 ; Kupferberg 1997). L'extinction de populations introduites de Grenouille taureau au Canada a également conduit à une augmentation des populations de *Rana pipiens* et de *Rana clamitans* (Hecnar & M'Closkey 1996).

IV - Programme d'éradication mis en place

Des populations pérennes de Grenouille taureau ont été observées sur le territoire du Parc naturel régional Périgord-Limousin, dans le sud-ouest de la France. Ces populations seraient issues d'une première introduction volontaire près de la commune de Saint-Saud-Lacoussière datant d'une quinzaine d'années (Dejean comm. pers.). Une deuxième introduction aurait eu lieu peu de temps après aux

alentours de la commune de Piégut-Pluviers. Au vu de la récente prolifération de cette espèce, des dangers qu'elle comporte pour la biodiversité et du principe de précaution, un programme pilote d'éradication a été mis en place en 2006 au PNR Périgord-Limousin. Ce programme est essentiellement basé sur le tir des adultes et des juvéniles, le piégeage des têtards et le ramassage des pontes (Dejean & Renard-Laval 2005).

V - Objectifs

L'objectif principal de cette étude a été d'évaluer l'impact de quinze années de présence de la Grenouille taureau sur les peuplements d'Amphibiens du Parc Naturel Régional Périgord-Limousin. Le questionnement scientifique est double :

Premièrement, y-a-t-il un impact à terme de la présence de la Grenouille taureau sur la richesse spécifique et sur les populations d'Amphibiens autochtones du PNR Périgord-Limousin ? Des inventaires d'Amphibiens ont ainsi été réalisés 1) sur des sites où la Grenouille taureau n'a jamais été rencontrée, et 2) sur des sites où cette espèce a été détectée et qui ont fait l'objet d'une campagne d'élimination des adultes et des pontes en 2006. Les sites où la Grenouille taureau est présente ont de plus été regroupés selon deux modalités : reproduction de la Grenouille taureau observée en 2006, et pas de reproduction observée.

Deuxièmement, quels facteurs écologiques permettraient de compléter les explications liées aux différences de peuplement observées ? Pour répondre à ces questions, il a été nécessaire d'établir des critères de sélections rigoureux des plans d'eau à prospecter. Ces critères de sélection ont permis d'obtenir des données statistiquement comparables vis-à-vis des effectifs en Amphibiens, et aussi d'avoir une homogénéité des sites pour les variables caractérisant la structure des plans d'eau.

Tableau I : Position systématique de la Grenouille taureau

Règne	Animal
Embranchement	Vertébrés
Classe	Amphibiens
Ordre	Anoures
Famille	Ranidés
Genre	<i>Rana</i>
Sous-genre	<i>Aquarana</i>
Espèce	<i>catesbeiana</i>
Nom vernaculaire	Grenouille taureau



Figure 1 : Grenouille taureau femelle



Figure 2 : Grenouille taureau mâle

MATERIELS & METHODES

I – Matériel biologique

A° Classification et particularités morphologiques

Plusieurs critères permettent de différencier *Rana (Aquarana) catesbeiana* SHAW 1802 (**tableau I**) des autres espèces de Ranidés. Premièrement, elle possède un tympan très grand et un repli supra- tympanique bien visible (Duguet & Melki 2003). Le tympan est sensiblement de même taille que l'œil chez la femelle (**figure 1**), et il mesure le double du diamètre de l'œil chez le mâle (**figure 2**). Deuxièmement, contrairement aux Grenouilles vertes autochtones, *Rana catesbeiana* ne possède pas de ligne claire au milieu du dos et cette espèce est dépourvue de replis latéro-dorsaux.

Au stade adulte, une Grenouille taureau mesure en moyenne de 15 à 20 cm du museau au cloaque et ses pattes postérieures de 20 à 25 cm. Les mâles sont légèrement plus petits que les femelles. Le poids des adultes est généralement compris entre 500 à 700 grammes, mais il peut atteindre un kilogramme chez les individus les plus âgés.

B° Habitat et période d'activité

La Grenouille taureau est peu exigeante quant à la qualité de son habitat (Bruneau & Magnin 1980) et elle occupe tous types de plans d'eau stagnante idéalement dotés d'une végétation rivulaire et aquatique abondante (Nöllert & Nöllert 2003). Cette espèce est inféodée au milieu aquatique, et plus spécifiquement au milieu lentique : bassins de gravières, marais, étangs, lacs, bras morts de rivières, ruisseaux et mares (Duguet & Melki 2003).

Rana catesbeiana s'aventure rarement hors des plans d'eau. Cependant, la migration de juvéniles, de sub-adultes ou d'adultes vers de nouvelles pièces d'eau est possible lorsque la densité d'adultes est devenue plus importante que la capacité



Figure 3 : *Ponte de Grenouille taureau* (Guibert 2005)

d'accueil de leur milieu d'origine. Elles peuvent alors coloniser de nouvelles zones humides distantes de plusieurs kilomètres via les fossés, les cours d'eau ou par voie terrestre lors de nuits pluvieuses (Raney 1940).

En France, l'entrée en hibernation de la Grenouille taureau s'effectue en octobre ou en novembre. Elle s'installe alors au fond des plans d'eau, dans les terriers de Ragondins (*Myocastor coypus*) ou sous la litière forestière (Berroneau, comm. pers.). La période d'activité des adultes débute dès le mois de mars. Toutefois, cette période débute plus tardivement dans les régions où les conditions météorologiques sont moins favorables, comme c'est le cas en Dordogne (premières observations en avril 2007).

C° Reproduction et développement

Dans le sud-ouest de la France, la période de reproduction s'étend de mai à septembre, avec un pic d'activité en juillet (Détaint & Coïc 2001). Cette période débute lorsque la température de l'eau est supérieure ou égale à 18°C (Nöllert & Nöllert 2003). Les mâles deviennent alors agressifs et ils établissent leur territoire dans des pièces d'eau permanentes (Emlen 1968). Ils émettent un chant grave et sonore, semblable à un meuglement, pour attirer les femelles et repousser les autres mâles. Les femelles n'arrivent pas de manière synchronisée. Elles sélectionnent préférentiellement les mâles plus gros (et donc plus âgés) qui ont une fréquence de chant plus basse (Bee 2002). En effet, le succès reproducteur des mâles augmente avec l'âge : plus grande habileté à défendre le territoire, plus d'évènements reproducteurs avec des femelles plus fécondes, et plus faible mortalité larvaire de la progéniture (Austin *et al.* 2003a).

Lors de l'amplexus, chaque femelle pond (**figure 3**) entre 10.000 et 25.000 œufs (Miaud & Muratet 2004). En comparaison, une femelle de Grenouille rieuse (*Rana ridibunda*) pond de 5.000 à 10.000 œufs, un Crapaud commun femelle (*Bufo bufo*) en pond entre 5.000 et 7.000, et une femelle de Rainette arboricole (*Hyla arborea*) entre 700 et 1.900 (Duguet & Melki 2003). Les pontes de Grenouille taureau



Figure 4 : *Rana catesbeiana* à l'état larvaire (en bas) et têtard de *Bufo bufo* (en haut)



Figure 5 : Têtard de Grenouille taureau en fin de métamorphose



Figure 6 : Juvénile de Grenouille taureau récemment métamorphosé



Figure 7 : Grenouille taureau sub-adulte



Figure 8 : Grenouille taureau sub-adulte proche de la maturité sexuelle

forment une nappe mince gélatineuse d'environ 75 cm de diamètre, qui s'étale à la surface de l'eau (Banks *et al.* 2000). L'éclosion survient 4 à 10 jours après la ponte, selon les conditions météorologiques.

Le développement des têtards de *Rana catesbeiana* est relativement long par rapport aux autres espèces de Ranidés. Il est vraisemblablement de 2 ans en France, alors que les larves de la Grenouille de Perez (*Rana perezii*) se développent en 2 à 4 mois et celles de la Grenouille agile (*Rana dalmatina*) en 3 mois. Les têtards de la Grenouille taureau sont actifs tout au long de l'année, y compris en hiver, où ils ont été observés dans un étang gelé en surface (Détaint & Coïc 2001). Ils sont ponctués de petites tâches noires sur le corps et la queue et ils peuvent atteindre une taille de 17 cm (**figure 4**). Les jeunes issus de la métamorphose n'excèdent pas 5 cm (**figure 5 & 6**). La maturité sexuelle est atteinte 2 à 3 ans après la métamorphose (Austin *et al.* 2003a), à une taille d'environ 10 cm (Bruneau & Magnin 1980) (**figure 7 & 8**).

D° Régime alimentaire

La Grenouille taureau est une espèce opportuniste qui possède un régime alimentaire variant en fonction de son stade de développement. Les têtards sont essentiellement détritivores. Ils consomment principalement des débris végétaux et animaux, mais aussi des petites proies et des pontes d'espèces diverses (Neveu 1997). Les juvéniles se nourrissent surtout d'Insectes et d'Arthropodes, mais aussi de Mollusques, de têtards, de petits Poissons et d'alevins (Détaint & Coïc 2001).

La Grenouille taureau se nourrit de tout ce qu'elle peut capturer et maîtriser (Baker 1998). De part leur taille imposante, les adultes ont ainsi un spectre alimentaire très large. Au Japon, des analyses de contenus stomacaux de Grenouilles taureaux ont montré que les adultes consommaient surtout des écrevisses (Hirai 2004). Des études similaires menées dans le sud-ouest de la France ont mis en évidence que les individus échantillonnés se nourrissaient majoritairement d'Amphibiens, de Poissons et d'une manière moindre d'Insectes, de Crustacés et de Gastéropodes (Détaint & Coïc 2001).

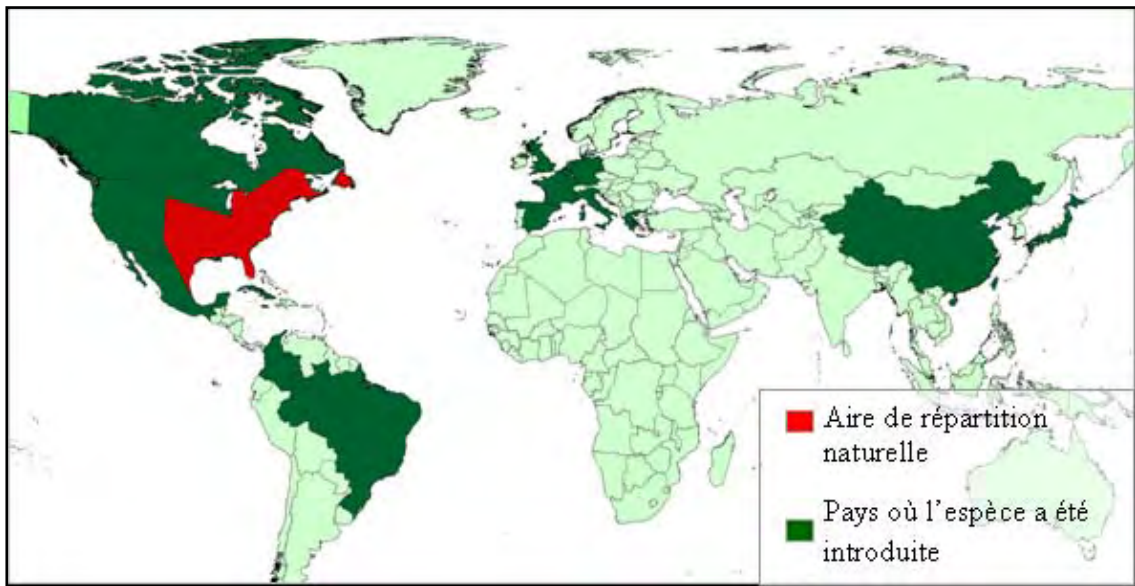


Figure 9 : Carte de répartition mondiale de *Rana catesbeiana* (Détaint & Coïc 2003)

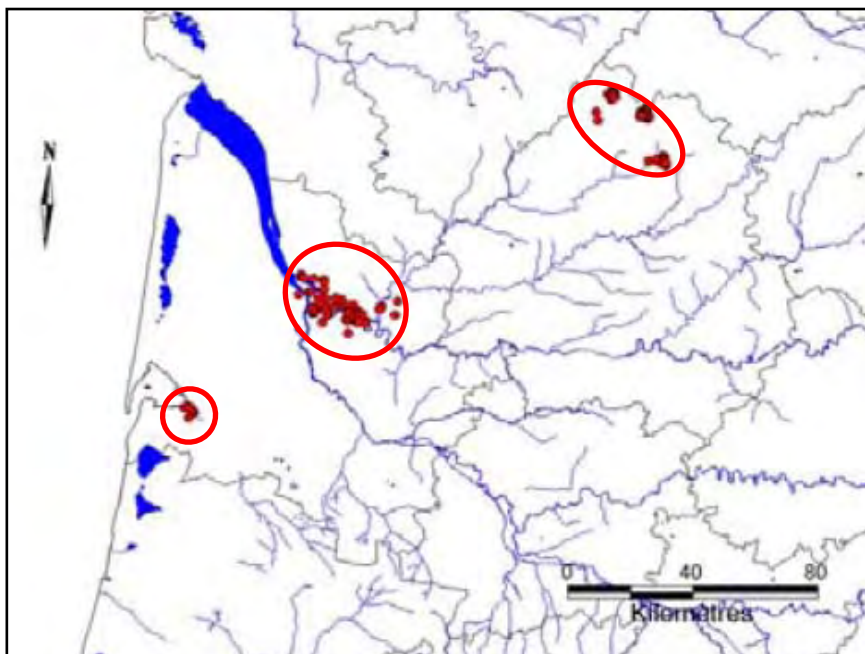


Figure 10 : Répartition connue de la grenouille taureau dans le sud-ouest de la France (Berroneau 2007)

E° Aire de répartition

Rana catesbeiana est originaire d'Amérique du Nord, et plus précisément de la plaine côtière située entre les Rocheuses et l'Océan Atlantique (Austin *et al.* 2003b). Son aire de répartition naturelle s'étend sur la côte Est des Etats-Unis, depuis la région des Grands lacs et le Sud du Canada jusqu'à la frontière mexicaine, en exceptant le Sud de la Floride (Détaint & Coïc 2001 ; Frost 2006). La Grenouille taureau a été volontairement introduite dans de nombreuses régions du monde (**figure 9**) pour diverses raisons : études scientifiques (Martinez *et al.* 1996), consommation humaine, lutte contre les insectes ravageurs (Détaint & Coïc 2001), et en tant que « curiosité » pour l'agrément (Epain-Henry 2004). Elle a également pu être introduite involontairement par le biais de mouvement commerciaux d'animaux ou d'espèces végétales.

En Europe, *Rana catesbeiana* a été introduite en Allemagne, en Belgique, en Crête, en Espagne, en Grande-Bretagne, en Italie, aux Pays-Bas et en France (in Dejean & Renard-Laval 2005).

En France, des individus isolés ont été signalés dans l'Allier, dans le Pas-de-Calais, en Moselle et en Savoie (Détaint, comm. pers. ; Godin, comm. pers. ; Miaud, comm. pers.). De plus, des populations pérennes ont été observées en Sologne depuis 2002 et en Aquitaine. Les modalités de l'introduction de la Grenouille taureau en aquitaine sont connues : une dizaine d'individus a été introduit en 1968 dans un bassin d'ornementation situé sur la commune d'Arveyres, à 30 km à l'est de Bordeaux (Détaint & Coïc 2003).

En 2006, des prospections réalisées notamment par l'association Cistude Nature ont permis d'affiner les connaissances relatives à la répartition de la grenouille taureau dans le Sud-ouest de la France (**figure 10**). Ces prospections ont mis en évidence trois noyaux isolés pour lesquels la présence de cette espèce était continue : entre Libourne et la partie Est de l'estuaire de la Gironde (noyau principal), au sud-est du Bassin d'Arcachon, et au nord du département de la Dordogne, ce dernier étant composé de trois noyaux secondaires (Dejean & Renard-Laval 2005).

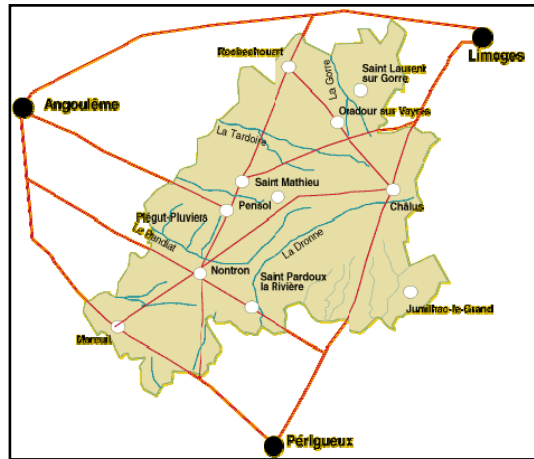


Figure 11 : Situation géographique du PNR Périgord-Limousin

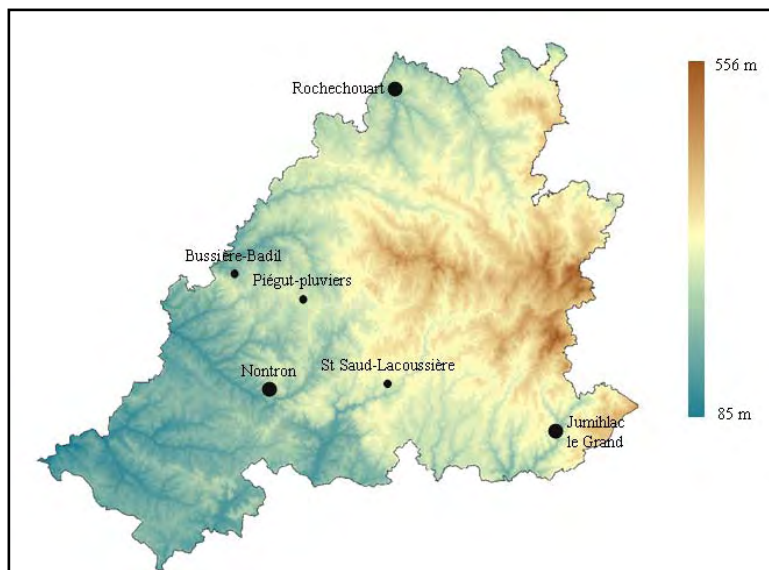


Figure 12 : Relief du PNR PL

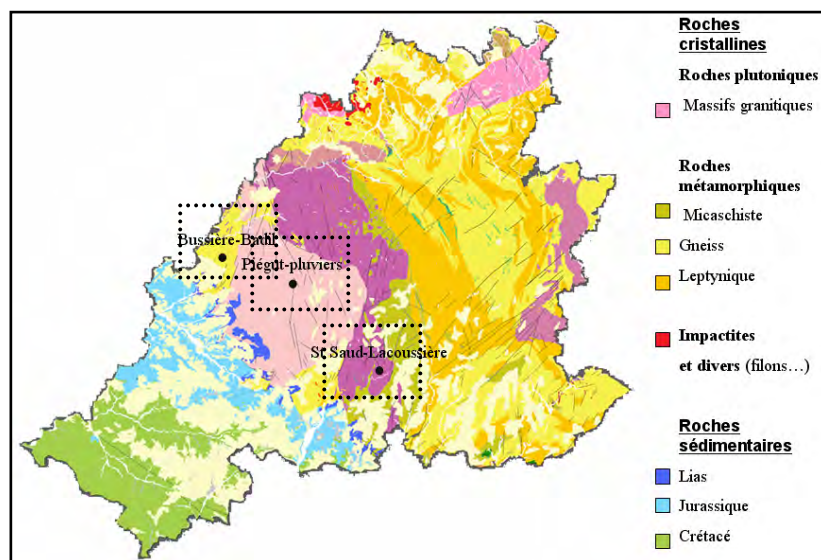


Figure 13 : Fondements géologiques du PNR PL

Des analyses génétiques portant sur l'étude du polymorphisme de l'ADNmt de Grenouilles taureaux du sud-ouest de la France ont montré qu'il existait une très forte homogénéité entre tous les individus, et qu'ils correspondaient aux caractéristiques des populations naturelles de Louisiane (Berroneau *et al.* 2006). Tout d'abord, cette étude a confirmé l'origine des individus introduits en Gironde. De plus, ces résultats ont permis de préciser les mécanismes d'invasion ayant conduit à l'établissement des populations du nord du département de la Dordogne. Ces dernières proviendraient de déplacements secondaires issus du noyau principal par le biais de l'action de l'Homme.

II – Protocole d'étude

A° Le site étudié

Le PNR Périgord-Limousin se situe dans le sud-ouest de la France, à cheval entre les régions Limousine et Aquitaine, et entre les départements de la Haute-Vienne et de la Dordogne. Il est localisé au cœur d'un triangle formé par les agglomérations d'Angoulême, Limoges et Périgueux (**figure 11**). C'est un espace rural couvrant 180.000 hectares découpés administrativement en 78 communes, et comptant près de 51.000 habitants (soit en moyenne 28 habitants au km²).

D'un point de vue géologique, le PNR PL s'étend du Massif central au nord-est, au Bassin Aquitain au sud-ouest. Le socle cristallin du Massif Central est dominé par les granites, les gneiss et les schistes. Le bassin sédimentaire aquitain est quant à lui dominé par les calcaires du Crétacé et du Jurassique. De ces deux assises résultent un relief vallonné (**figure 12**) marqué par une grande diversité de milieux naturels, et un réseau hydrographique dense dont les cours d'eau alimentent les bassins versants de la Dordogne, de la Charente et de la Loire. Le Périgord-Limousin est également maillé d'étangs et drainé par une multitude de cours d'eau découpant des vallées étroites et boisées sur le socle cristallin, larges et ouvertes sur l'assise sédimentaire. Les plans d'eau visités pour cette étude sont localisés autour des communes de Bussière-Badil, Piégut-Pluviers et Saint Saud-Lacoussière, au niveau du socle cristallin du Massif Central (**figure 13**).

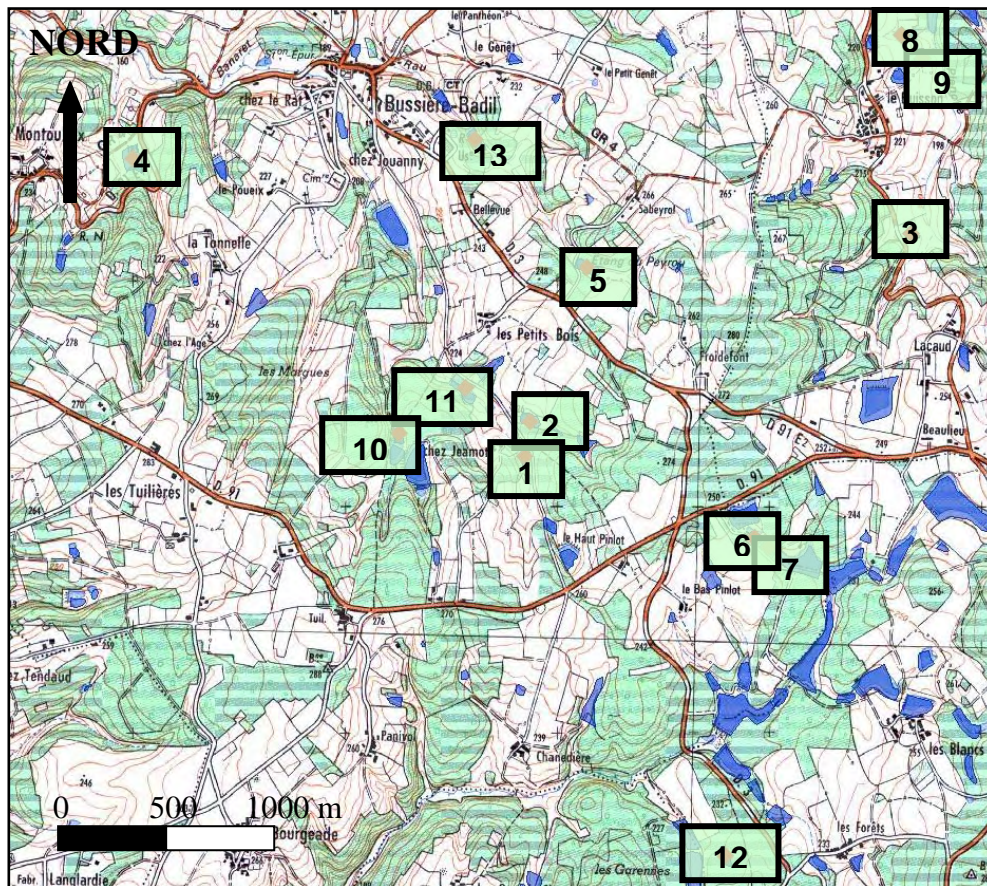


Figure 14 : Plans d'eau prospectés près de la commune de Bussière-Badil
(à chaque numéro correspond un site)

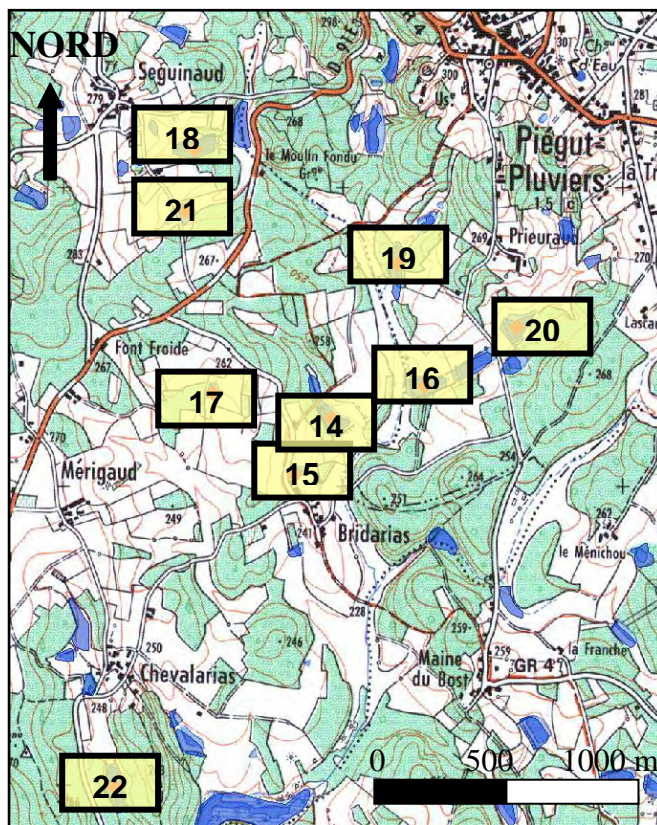


Figure 15 : Plans d'eau prospectés aux alentours de Piégut-Pluviers

B° Sélection des plans d'eau

Le principal critère de sélection d'un plan d'eau a été la présence ou l'absence de Grenouilles taureaux. Les sites où *Rana catesbeiana* a été absente se trouvent aux alentours de la commune de Bussière-Badil (**figure 14**), et les pièces d'eau où elle est toujours présente sont situées près des communes de Piégut-Pluviers (**figure 15**) et de Saint-Saud-Lacoussière (**figure 16**). Les plans d'eau ont été également sélectionnés de manière à obtenir une certaine homogénéité quand aux facteurs qui structurent les communautés d'Amphibiens. Le choix des sites fut basé sur le fait que tous les plans d'eau devaient avoir une taille relativement équivalente. Cela n'a pas toujours été possible, en particulier pour les étangs de taille importante. Dans ce cas-là, seule une partie des berges a été prospectée, de manière à ce qu'il y ait approximativement le même nombre de mètres de berge visités quelle que soit la superficie du plan d'eau. Les plans d'eau sont tous des étangs ouverts : le recouvrement des berges par les arbres est inférieur à 30 %. De plus, tous les sites sont permanents, donc tous potentiellement empoisonnés. Ils sont connectés au réseau hydraulique par des petits ruisseaux (socle cristallin du Massif Central), et ils ont tous été créés à la même époque (principalement après 1970). Ils présentaient donc en théorie les mêmes cortèges en Amphibiens si l'on se réfère aux capacités de migration des individus et au temps nécessaire pour obtenir une diversité batrachologique importante. Enfin, chaque pièce d'eau est située à moins de cent mètres d'une zone boisée, et à plus de cent mètres de toute agglomération.

Les pièces d'eau situées à proximité de Piégut-Pluviers et de Saint-Saud-Lacoussière ont déjà fait l'objet de prospection de *Rana catesbeiana* dans le cadre de la première année du programme pilote d'éradication de cette espèce. La sélection des plans d'eau situés à proximité de ces communes a donc été effectuée à partir de cartes préexistantes. Il n'a été possible de sélectionner qu'un nombre peu important de sites qui convenaient à l'étude près de ces communes ; les plans d'eau où la Grenouille taureau était présente sont en nombre limité, ce qui a constitué un paramètre limitant pour le choix de pièces d'eau qui devaient également être praticables et accessibles. Un grand nombre de sites a été prospecté près de Bussière-Badil, où *Rana catesbeiana* n'est pas présente. Cependant, la plupart ne présentait ni Amphibiens, ni caractéristiques favorables à la présence potentielle

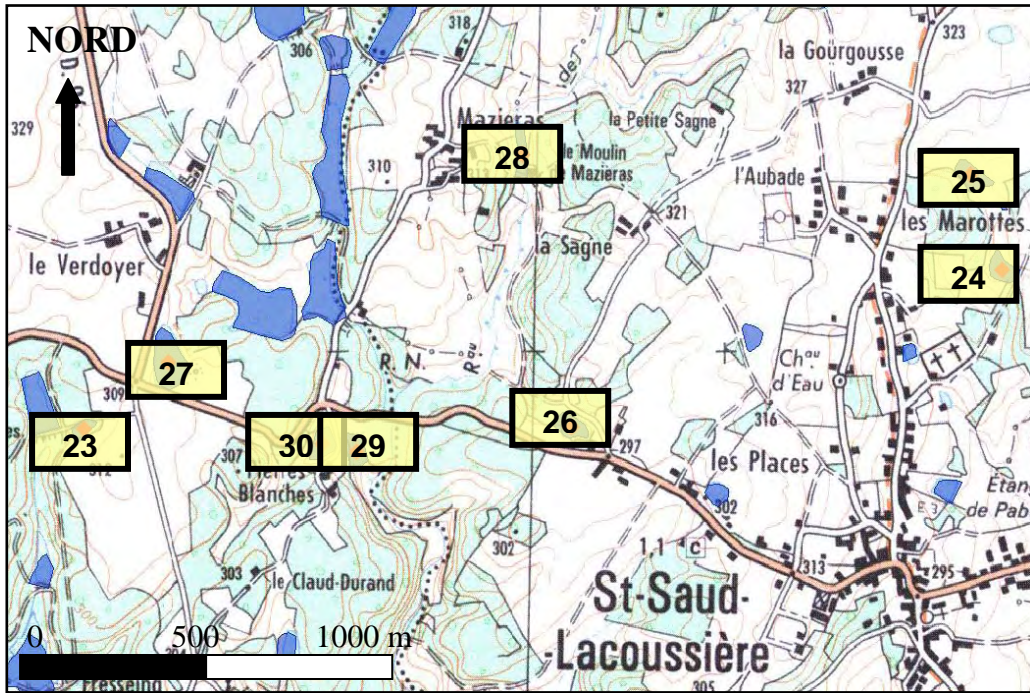


Figure 16 : Plans d'eau prospectés près de Saint Saud-Lacoussière

d'Amphibiens ou à la prospection de ces derniers (végétation trop dense autour de la pièce d'eau, mare emmurée...).

Au final, cette étude est basée sur le recensement des populations d'Amphibiens sur trente pièces d'eau : treize sites où la Grenouille taureau n'a jamais été présente, et dix-sept plans d'eau qui ont supporté des populations de *Rana catesbeiana* plus ou moins importantes.

C° Protocole d'échantillonnage

La méthode utilisée pour cette étude a suivi un protocole d'échantillonnage standardisé qui permet de recenser un maximum d'espèces et de dénombrer un maximum d'individus pour chaque site. Tout d'abord, les dates de prospection ont été déterminées en fonction des cycles biologiques des espèces potentiellement présentes. En effet, bien que tous les Amphibiens observés soient répertoriés pour chaque sortie, il a semblé judicieux de se limiter à rechercher préférentiellement quelques espèces à chaque visite, afin d'optimiser le nombre d'individus contactés. Les dates des prospections ont été établies en fonction des périodes qui étaient en théorie les plus favorables pour l'observation des différents stades de vie de chaque espèce d'Amphibien. Néanmoins, ces inventaires ont été réalisés en s'adaptant aux conditions météorologiques. Les plans d'eau n'ont pas été prospectés lorsque les températures étaient trop basses et les jours de grand vent.

La **première prospection** a eu lieu du 26 février au 18 mars. Elle a eu pour objectif de recenser les espèces qui se reproduisent le plus précocement : *Rana dalmatina* (Grenouille agile) et *Bufo bufo* (Crapaud commun). Durant cette période, les adultes et les pontes de ces deux espèces ont été répertoriés pour l'ensemble des sites.

La **deuxième période de prospection** a eu lieu entre le 19 mars et le 1^{er} avril. Les espèces observées en priorité ont été *Bufo calamita* (Crapaud calamite) et *Pelodytes punctatus* (Pélodytes ponctué). Les pontes et les adultes de Pélodytes ponctué ont été recensés pour chaque site, ainsi que les adultes de Crapauds calamites.

Pour la **troisième période**, qui a eu lieu du 2 au 22 avril, il a été nécessaire de rechercher les têtards des Grenouilles agiles, des Crapauds communs et des

Pélodytes ponctués ; les pontes et les larves des Crapauds calamites, ainsi que les éventuels adultes de *Alytes obstetricans* (Crapaud accoucheur). De plus, cette période a également été choisie pour le recensement des Urodèles : adultes de *Triturus helveticus* (Triton palmé) et *Triturus marmoratus* (Triton marbré) ; adultes et larves de *Salamandra salamandra* (Salamandre tachetée).

La **quatrième prospection** (23 avril – 6 mai) a pris en compte les larves des Tritons palmés et marbrés, et les adultes de *Hyla arborea* (Rainette arboricole) et *H. meridionalis* (Rainette méridionale). Ces deux espèces de Rainettes sont en sympatrie : elles coexistent sur cette aire géographique.

Pour finir, la **cinquième période** de prospection s'est déroulée du 7 au 20 mai. Cette dernière période a été consacrée au recensement des têtards du Crapaud accoucheur et aux adultes des Grenouilles vertes. Faute d'analyses génétiques, il n'a pas été possible de différencier les trois espèces de Grenouilles vertes présentes (*Rana perezi*, *Rana kl. grafi* et *Rana kl. esculenta*).

Rana catesbeiana, tout comme les Grenouilles vertes, se reproduit tardivement, mais les différents stades de vie de cette espèce ont été recherchés au cours des cinq périodes.

En second lieu, il est nécessaire d'exposer plus précisément de quelle manière s'est déroulée chaque visite. La majorité des Anoures ne chantent qu'à la tombée de la nuit, c'est donc à partir de ce moment que les visites ont commencé. En arrivant près d'un plan d'eau à prospector, la première action a consisté à écouter les chants nuptiaux émis par les Anoures mâles pendant dix minutes. Cette écoute a permis d'évaluer le nombre d'espèces d'Anoures présentes et d'estimer le nombre de mâles chanteurs par espèce (Pellet & Schmidt 2005). Par la suite, la prospection a continué par une marche lente le long des berges, équipé d'une paire de bottes, d'une lampe-torche et d'une époussette. Que ce soit pour les Anoures ou pour les Urodèles, le même effort d'échantillonnage a été effectué pour toutes les pièces d'eau. Les individus rencontrés dans une zone de dix mètres autour de la pièce d'eau ont également été comptabilisés.

L'inventaire des espèces d'Anoures est complété par la prospection visuelle des berges et de la surface de l'eau à l'aide d'une torche afin de repérer les mâles, les femelles, les juvéniles, les larves et les pontes des espèces présentes.

Tableau II : Variables utilisées pour caractériser les sites prospectés

Variables	Description	Indices / Modalités
Recouvrement des plantes aquatiques et émergées	< 5%	I
	6 - 25 %	II
	26 - 50 %	III
	51 - 75 %	IV
	> 76 %	V
Pente moyenne de la berge des plans d'eau	Faible	1
	Faible à moyenne	2
	Moyenne	3
Perches soleil et Ecrevisses invasives	Présence	1
	Absence	0

Pour les Urodèles et les larves d'Anoures, le recensement repose sur la détection visuelle lorsque la colonne d'eau n'est pas trop opaque, mais aussi sur l'échantillonnage par coup d'épuisette. Bien que l'épuisette soit passée de façon privilégiée au niveau des herbiers, où la probabilité de présence de larves d'Anoures et d'Urodèles est la plus grande, il est à noter que les « coups d'épuisette » sont passés régulièrement, tous les 4-5 mètres, pour chaque plan d'eau. L'épuisette est composée d'un manche de 150 cm de long et d'un cerceau de 50 cm de diamètre sur lequel était fixé un filet dont les mailles mesuraient 0,50 cm. L'épuisette a été mise dans l'eau à environ un mètre de la berge et elle a été ramenée perpendiculairement à la berge en rasant le fond du plan d'eau. Ce protocole a permis de respecter un effort d'échantillonnage semblable pour tous les sites, ceci afin de ne pas biaiser les résultats obtenus.

D° Typologie

Outre le recensement des populations d'Amphibiens autochtones ou invasifs, plusieurs paramètres biotiques et abiotiques ont été pris en compte pour chaque plan d'eau afin de discuter des résultats obtenus sans omettre certains paramètres qui peuvent être capitaux pour comprendre les différences de peuplement en Amphibiens entre chaque pièce d'eau. En effet, malgré une volonté de sélectionner des étangs les plus semblables possibles, chaque plan d'eau est unique. Les variables qui ont le plus caractérisé la diversité des habitats lenticques ont été la pente de la berge, le recouvrement des végétaux aquatiques et émergés, la présence d'Ecrevisses invasives et la présence d'un Poisson invasif : la Perche soleil (**tableau II**).

La dominance des héliophytes et des hydrophytes du bord des plans d'eau ou recouvrement des plantes aquatiques et émergés du pourtour des étangs a été quantifié au début du mois de mai, en utilisant une des phases analytiques de la méthode phytosociologique de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1928). Le pourcentage de recouvrement de ces plantes a été estimé en projetant l'espace qu'elles ont occupé sur une unité de surface (rive des étangs). Ce pourcentage a été converti en indice afin d'atténuer les erreurs d'appréciation (**tableau II**).

Tableau III : Abréviations utilisées dans les résultats

Noms vernaculaires	Abréviations
Complexe des Grenouilles vertes	G. ver
Grenouille agile	G. agi
Crapaud commun	C. com
Rainette arboricole	R. arb
Rainette méridionale	R. mer
Triton palmé	T. pal
Triton marbré	T. mar
Salamandre terrestre	S. ter

La variable pente a représenté de manière qualitative l'estimation de la pente moyenne de la berge de chaque plan d'eau. Une pente moyenne qui a été caractérisée comme faible s'est vue attribuer la modalité « 1 », une pente faible à moyenne la modalité « 2 », et une pente moyenne la modalité « 3 » (Pagano *et al.* 2001).

La Perche soleil ou arc-en-ciel (*Lepomis gibbosus*), l'Ecrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) et l'Ecrevisse américaine (*Orconectes limonosus*) sont des prédateurs potentiels des pontes et des têtards d'Amphibiens. Il n'a pas été fait de distinctions entre les Ecrevisses, ce qui a abouti à deux variables caractérisées par deux modalités : présence (1) ou absence (0).

III – Méthode d'analyse des données

A° Occurrence des espèces

L'occurrence d'une espèce représente le pourcentage de sites où l'espèce a été recensée par rapport au nombre de plans d'eau prospectés. Ce résultat a donc été fonction de la présence et de l'absence de chaque espèce pour les étangs considérés. L'occurrence a d'abord été calculée pour l'ensemble des sites, puis en différenciant les plans d'eau en fonction de la présence et de l'absence de la Grenouille taureau. Les abréviations utilisées sont synthétisées dans le **tableau III**.

B° Richesses spécifiques

La richesse spécifique de chaque site a été calculée en additionnant toutes les espèces d'Amphibiens autochtones rencontrés. La richesse spécifique globale pour les trente étangs visités a été obtenue en calculant la moyenne (\pm écart-type) de la richesse spécifique de chaque plan d'eau. L'évaluation de l'impact de la Grenouille taureau sur la richesse spécifique a été possible en regroupant les sites de différentes manières :

- 1) Sites où la Grenouille taureau a été présente vs sites où elle a été absente ;

- 2) Zones de prospections (Bussière-Badil vs Piégut-Pluviers vs Saint-Saud-Lacoussière) afin de tester les différences potentielles entre les deux zones où la Grenouille taureau a été présente ;
- 3) Sites où la reproduction de *Rana catesbeiana* a été observée en 2006 (amplexus, œufs ou larves) vs sites où elle n'a pas été observée (au sein des zones où cette espèce a été présente).

Après avoir évalué l'impact de la Grenouille taureau, les richesses spécifiques ont été comparées en fonction des variables caractérisant l'habitat (pente de la berge, recouvrement des plantes aquatiques et émergées, présence de la Perche soleil et des Ecrevisses invasives ; **tableau II**).

C° Abondance des Amphibiens autochtones

Pour chaque plan d'eau, l'abondance d'une espèce a été quantifiée en divisant les effectifs d'individus métamorphosés rencontrés par le nombre de mètres de berge prospectée. L'évaluation de l'impact des facteurs biotiques et abiotiques sur les populations d'Amphibiens n'a été possible que pour les espèces retrouvées fréquemment dans le milieu. De ce fait, seules les abondances de *Bufo bufo*, de *Rana dalmatina* et du complexe des Grenouilles vertes ont pu être testées. Pour cause de données trop parcellaires, aucun test n'a été effectué sur les têtards d'Anoures.

Des modèles statistiques (Modèles Linéaires Généralisés) ont été testés afin de connaître quelles variables avaient le plus d'impact sur les richesses spécifiques et les abondances des espèces. Malheureusement, il n'a pas été possible de réunir les conditions nécessaires à la validation d'un modèle statistique : normalité des résidus, homogénéité des variances et résidus indépendants. Le nombre de données (nombre de plans d'eau) n'a pas été suffisant par rapport au nombre de variables. Il a donc été nécessaire de réaliser des tests non-paramétriques, qui sont moins robustes. Le test U de Mann-Whitney a été réalisé pour comparer deux échantillons indépendants, et l'ANOVA de Kruskal-Wallis pour comparer plusieurs échantillons

indépendants. Les résultats ont été signalés comme étant significatifs lorsque la p-value a été inférieure à 0,05.

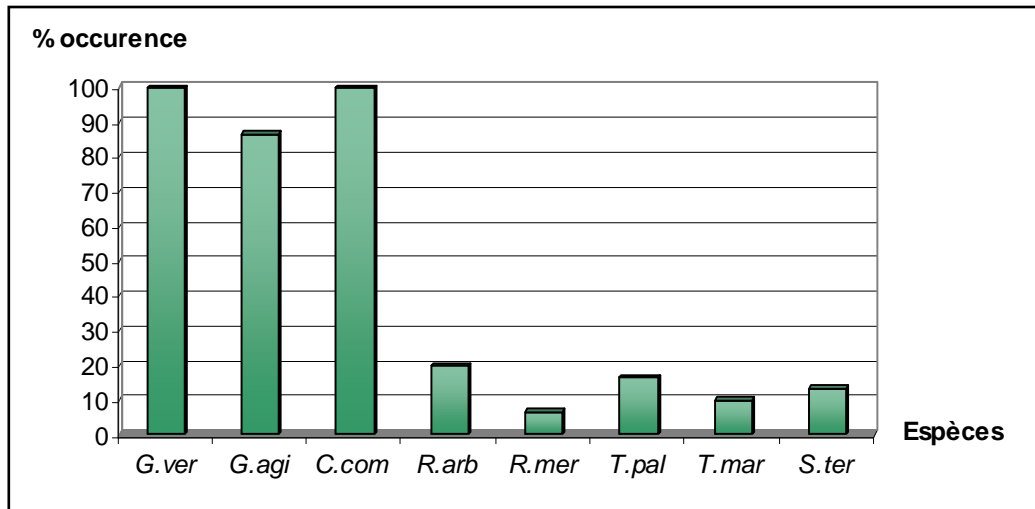


Figure 17 : Occurrence des espèces d'Amphibiens (en %) pour l'ensemble des plans d'eau visités au PNR PL

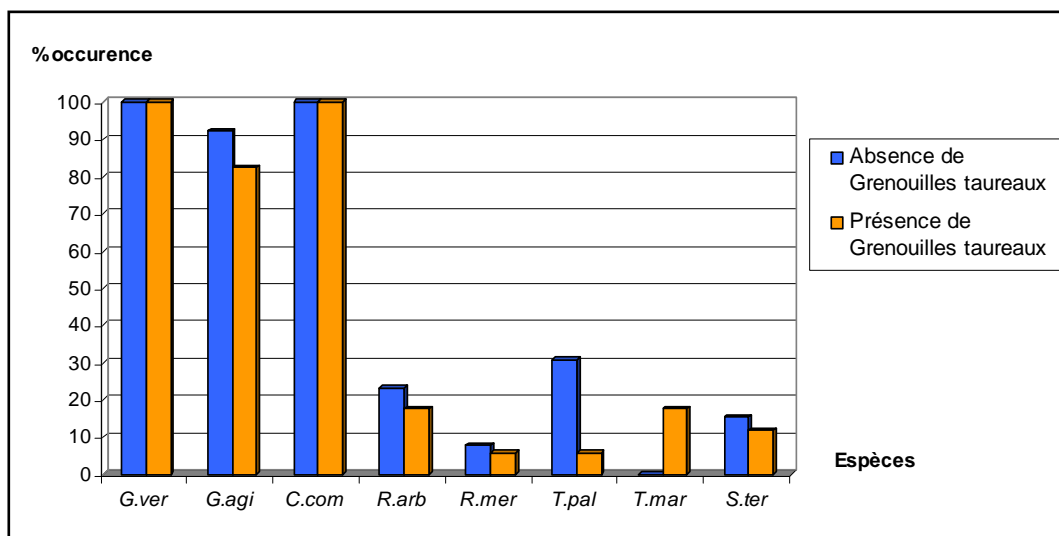


Figure 18 : Occurrence des espèces d'Amphibiens (en %) pour les sites non-colonisés par *Rana catesbeiana* et pour les sites où cette espèce est présente

RESULTATS

Les prospections réalisées du 26 février au 20 mai 2007 sur 30 plans d'eau du PNR Périgord-Limousin ont révélé la présence de huit espèces d'Amphibiens autochtones parmi lesquelles cinq espèces d'Anoures et trois espèces d'Urodèles. En comparaison, la batrachofaune du PNR PL est composée de neuf espèces d'Anoures et de trois espèces d'Urodèles.

I – Occurrence des espèces

La représentation graphique de l'occurrence des espèces d'Amphibiens pour les sites prospectés a permis de différencier deux groupes d'espèces (*cf figure 17*). Le premier groupe est composé du complexe des Grenouilles vertes, des Grenouilles agiles et des Crapauds communs. Ces espèces ont toutes été rencontrées dans plus de 85 % des plans d'eau. Le second groupe a rassemblé les Rainettes arboricoles et méridionales, les Tritons palmés et marbrés, et les Salamandres terrestres. Ces espèces ont été aperçues dans moins de 20 % des pièces d'eau prospectées.

La **figure 18** rend compte des différences pouvant exister entre les occurrences des Amphibiens autochtones pour les plans d'eau qui n'ont jamais été colonisés par la Grenouille taureau et pour les sites où la Grenouille taureau a été rencontrée. Hormis le complexe des Grenouilles vertes et les Crapauds communs qui ont été inventoriés dans toutes les pièces d'eau, il s'est avéré que les Grenouilles agiles, les Rainettes arboricoles et méridionales, les Tritons palmés et les Salamandres terrestres ont été rencontrés plus fréquemment dans les plans d'eau où *Rana catesbeiana* était absente. *A contrario*, les Tritons marbrés n'ont été aperçus que dans les sites où la Grenouille taureau était présente.

Cependant, ces remarques descriptives n'ont pas été confortées par les analyses statistiques. Les tests U de Mann-Whitney ont donné des p-value comprises entre 0,263 pour les Tritons palmés (U = 83) et 0,934 pour les Rainettes méridionales (U = 108). Les résultats auraient été significatifs si les p-value auraient été inférieures à 0,05.

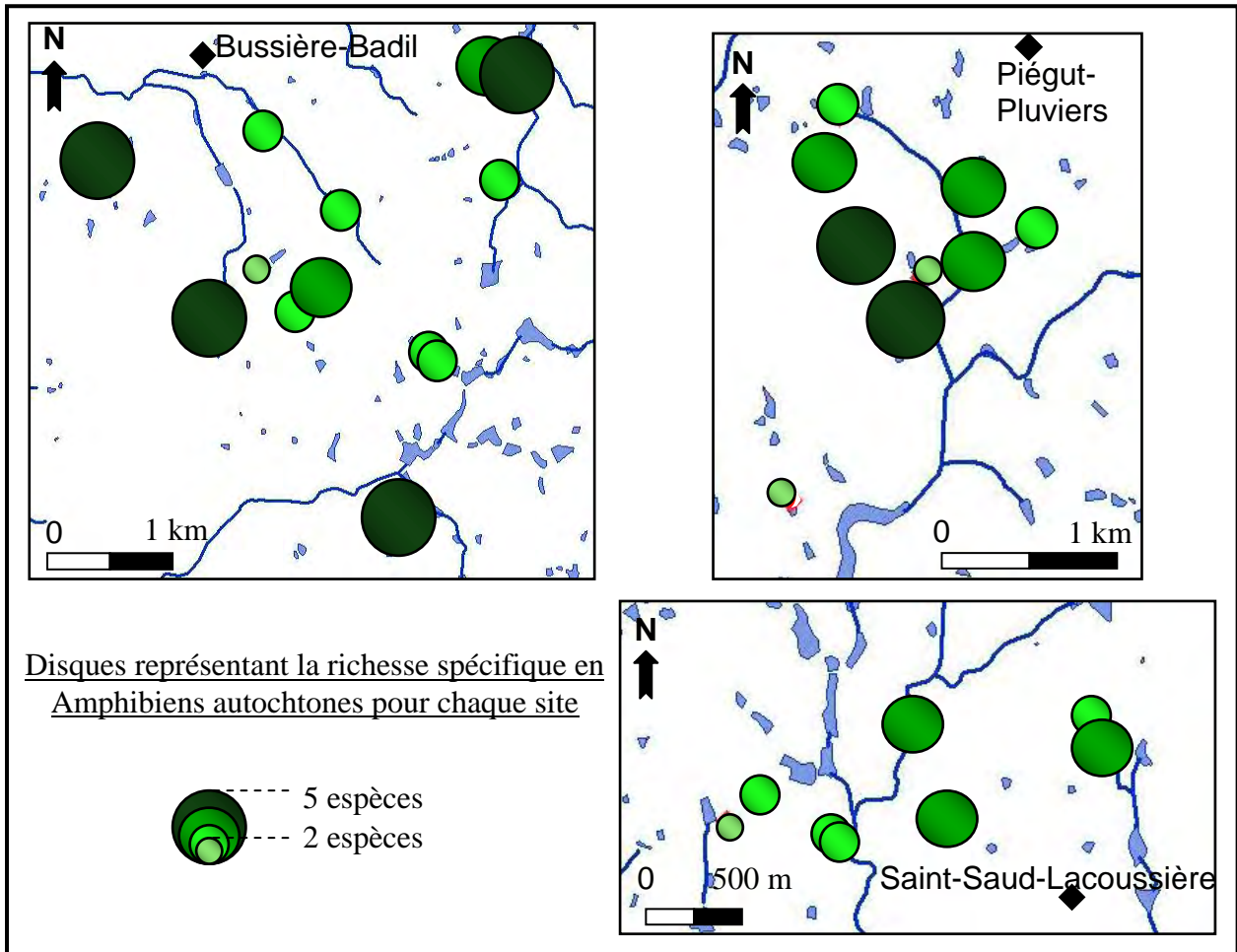


Figure 19 : Représentation schématique de la richesse spécifique en Amphibiens autochtones des plans d'eau situés autour des communes de Bussière-Badil (absence de Grenouille taureau), de Piégut-Pluviers et de Saint-Saud-Lacoussière (présence de Grenouille taureau)

II – Richesses spécifiques

A° Analyse descriptive

La **figure 19** a montré la richesse spécifique de chaque plan d'eau prospecté lors de cette étude. Tout d'abord, la richesse spécifique en Amphibiens autochtones pour chaque site a été comprise entre 2 et 5 espèces. Aussi, les deux-tiers des pièces d'eau supportant le plus grand nombre d'espèces d'Amphibiens (5 espèces) sont situés près de la commune de Bussière-Badil (absence de Grenouille taureau). Néanmoins, la moitié des plans d'eau ayant une richesse spécifique de 3 espèces est également localisée près de cette commune. De plus, si les richesses spécifiques de 5 des 9 sites se trouvant près de Piégut-Pluviers ont semblé relativement importantes, celles des étangs de la région de Saint-Saud-Lacoussière ont paru moins élevées. En effet, les plans d'eau situés près de cette dernière commune n'ont pas présenté de richesse spécifique supérieure à 4 espèces, et la moitié de ces plans d'eau n'ont supporté que 3 espèces d'Amphibiens.

B° Tests statistiques

Les richesses spécifiques et les écarts-types associés ont été obtenus à partir de la présence et de l'absence des espèces d'Amphibiens autochtones pour l'ensemble des 30 pièces d'eau prospectées. Les richesses spécifiques ont ensuite été calculées en différenciant les sites où la Grenouille taureau n'était pas présente et les plans d'eau où elle a été aperçue, puis en séparant chaque zone de prospection (Bussière-Badil, Piégut-Pluviers et Saint-Saud-Lacoussière). Par la suite, les richesses spécifiques des plans d'eau où *Rana catesbeiana* était présente ont été comparées en différenciant les sites où cette espèce s'est reproduite et ceux où elle ne s'est pas reproduite en 2006 (*cf* **tableau II**).

Pour l'ensemble des plans d'eau visités, la richesse spécifique moyenne en Amphibiens autochtones et l'écart-type correspondant ont été de 3,53 (\pm 0,97) espèces par site.

Tableau II : Richesses spécifiques pour l'ensemble des sites prospectés
et pour différentes classification de ces sites

		Richesses spécifiques	Ecart- types
Ensemble des sites		3,53	0,97
Absence vs présence de <i>Rana catesbeiana</i>	Absence	3,69	1,03
	Présence	3,41	0,94
Zones de prospections	Bussière-Badil	3,69	1,03
	Piégut-Pluviers	3,56	1,13
	St-Saud-Lacoussière	3,25	0,71
Sites où <i>Rana catesbeiana</i> était présente	Pas de reproduction en 2006	3,63	1,19
	Reproduction observée en 2006	3,22	0,67

Tableau III : Résultats obtenus après analyse statistique des richesses spécifiques

	Tests utilisés	p-value
Absence vs présence de <i>Rana catesbeiana</i>	Mann-Whitney (U = 95,5)	0,5358
Ensemble des zones de prospection	Kruskal-Wallis (ddl = 2)	0,7569
Bussière-Badil vs Piégut-Pluviers	Mann-Whitney (U = 55)	0,8446
Bussière-Badil vs St-Saud-Lacoussière	Mann-Whitney (U = 40,5)	0,4137
Piégut-Pluviers vs St-Saud-Lacoussière	Mann-Whitney (U = 29,5)	0,5414
Pas de reproduction vs reproduction en 2006	Mann-Whitney (U = 27)	0,4234

D'une manière générale, quelles que soient les regroupements qui ont été effectués, toutes les richesses spécifiques ont été comprises entre 3 et 4 espèces par site. Cependant, des variations du nombre moyen d'espèces autochtones en fonction des différents regroupements de plans d'eau ont montré une diminution de la richesse spécifique d'une pièce d'eau lorsque celle-ci était occupée par la Grenouille taureau. En effet, la richesse spécifique des plans d'eau où la Grenouille taureau a toujours été absente a été légèrement supérieure à celle des plans d'eau colonisés par cet Amphibien invasif ($3,69 \pm 1,03 > 3,41 \pm 0,94$). Néanmoins, les deux zones de prospection où la Grenouille taureau a été observée n'ont pas montré la même richesse spécifique : $3,56 (\pm 1,13)$ espèces par sites aux alentours de Piégut-Pluviers, et $3,25 (\pm 0,71)$ espèces par plans d'eau prospectés dans la région de Saint-Saud-Lacoussière. De plus, au sein des pièces d'eau où *Rana catesbeiana* a été présente, les richesses spécifiques en Amphibiens autochtones ont paru plus importantes pour les sites où la Grenouille taureau n'a pas semblé s'être reproduit en 2006 par rapport aux sites où elle s'est reproduit ($3,63 \pm 1,19 > 3,22 \pm 0,67$).

Le **tableau III** a synthétisé les résultats obtenus après analyse statistique des richesses spécifiques. La totalité des tests non-paramétriques réalisés n'a pas donné de résultats significatifs.

Suite à ces résultats, il a semblé intéressant de tester l'effet de certaines variables sur la richesse spécifique de tous les plans d'eau. Tout d'abord, des tests de Mann-Whitney ont permis d'évaluer si la présence d'autres espèces invasives telles que les Ecrevisses et les Perches soleil ont eu un impact sur les richesses spécifiques. Avec des p-value de 0,1417 ($U = 76$) pour les Ecrevisses, et de 0,1833 ($U = 78,5$) pour la Perche soleil, il n'a pas semblé que la présence ou l'absence de ces autres espèces invasives ont eu un impact sur les richesses spécifiques. Ensuite, des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés afin de tester si les richesses spécifiques ont été différentes selon la pente moyenne des berges ou l'importance du recouvrement des plantes aquatiques et émergées. Le premier test non-paramétrique a donné une p-value de 0,2939 ($ddl = 2$) ; la pente moyenne des berges n'a donc pas semblé avoir d'incidence sur les richesses spécifiques. Enfin, le test de Kruskal-Wallis permettant de vérifier si les richesses spécifiques ont variés en fonction du recouvrement végétal a donné une p-value de 0,0860 ($ddl = 4$).

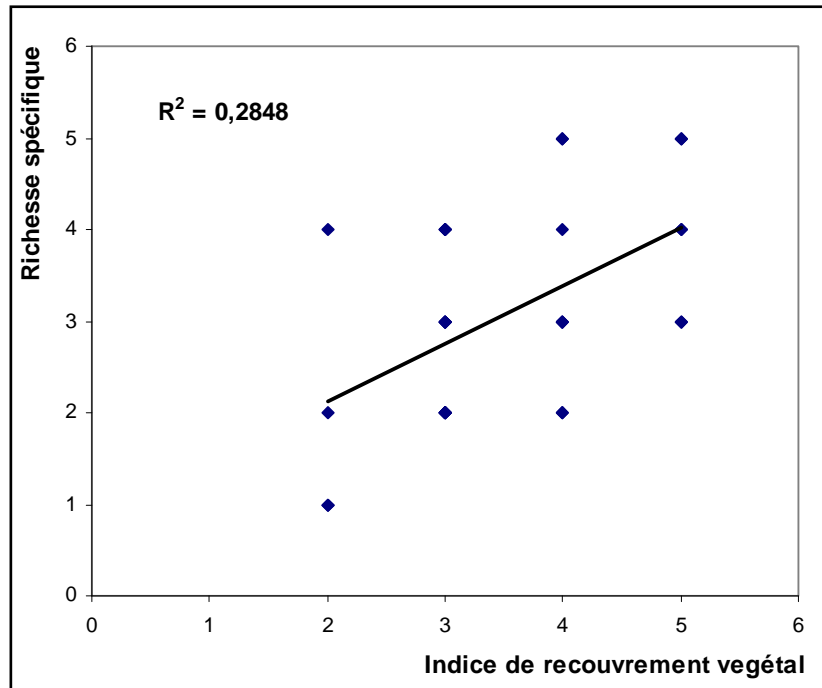


Figure 20 : Richesses spécifiques des 30 sites prospectés en fonction de l'indice de recouvrement végétal et droite de régression linéaire correspondante

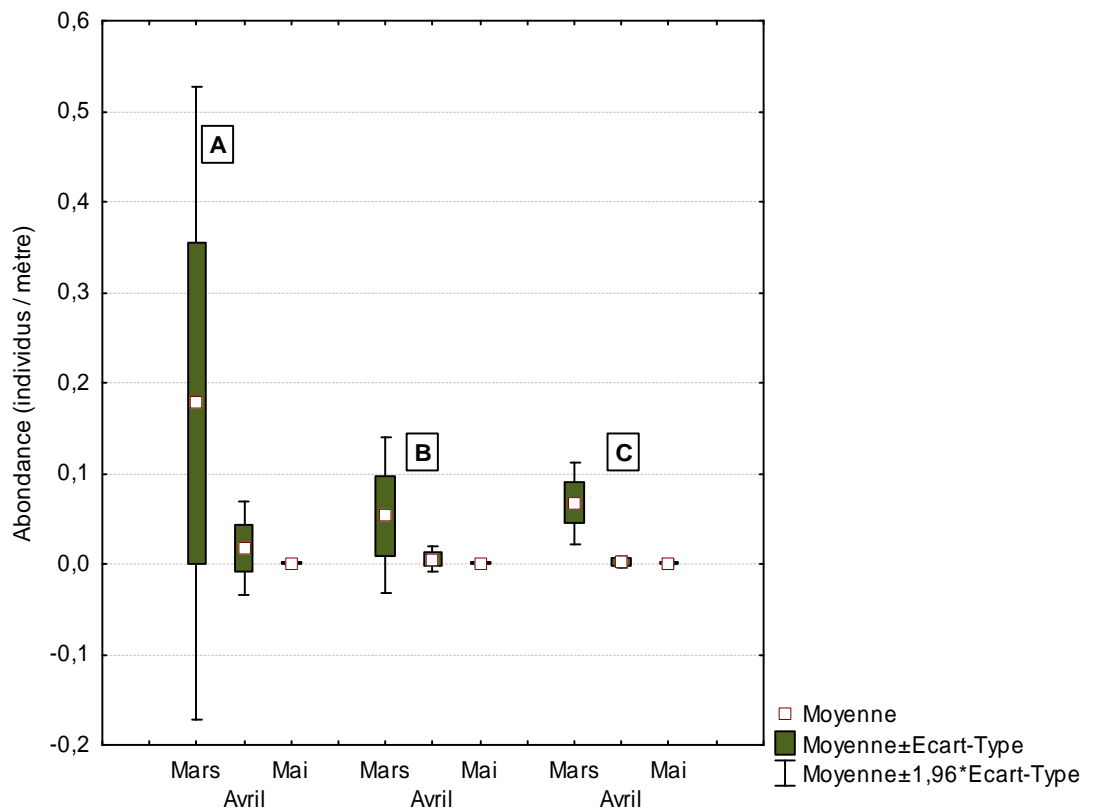


Figure 21 : Moyennes, écart-types et intervalles de confiance des abondances du Crapaud commun par zone de prospection (A = Bussière-Badil, B = Piégut-Pluviers, C = Saint-Saud-Lacoussière ; idem pour les figures 22 et 23) en fonction du mois d'échantillonnage

Si ce résultat n'a pas été significatif, il a cependant montré que le recouvrement végétal a eu une certaine influence sur les richesses spécifiques. La relation qui pourrait exister entre le recouvrement végétal et la richesse spécifique en Amphibiens autochtones a été testée à l'aide d'une régression linéaire (**figure 20**). La méthode de régression linéaire de Pearson a permis d'obtenir un coefficient R^2 de 28,48 %. Le test t de validité du modèle de corrélation ($t = 3,3391$; $ddl = 28$) a rendu une p-value significative de 0,0024, ce qui a indiqué qu'il y a eu une corrélation positive entre la richesse spécifique en Amphibiens autochtones et le recouvrement des plantes aquatiques et émergées.

III – Abondance des Amphibiens autochtones

Les abondances de ces espèces ont été comparées en fonction de la présence ou de l'absence de *Rana catesbeiana*, tout en tenant compte de la date d'échantillonnage. D'autres facteurs écologiques ont ensuite été testés afin d'évaluer les principales causes des variations d'abondance des Amphibiens autochtones.

A° Abondance du Crapaud commun

La **figure 21** a représenté l'abondance moyenne des Crapauds communs par zone d'échantillonnage et en fonction du mois de prospection. Les abondances du Crapaud commun ont reflété, pour les trois zones de prospection, un pic d'activité net en mars. Pour ce mois de mars, l'abondance sur les sites de Bussière-Badil (A) a été significativement plus importante que celles des sites où la Grenouille taureau a été rencontrée (p-value Mann-Whitney = 0,0024 ; $U = 40$). En outre, l'abondance du Crapaud commun pour les étangs de Piégut-Pluviers (B) n'a pas été significativement différente de ceux de Saint-Saud-Lacoussière (C) (p-value Mann-Whitney = 0,1996 ; $U = 22$). Cependant, pour les sites où la Grenouille taureau a été recensée (B & C), le Crapaud commun a été significativement moins abondant dans les sites où la Grenouille taureau s'est reproduite en 2006 (p-value Mann-Whitney = 0,0089 ; $U = 20$). Pour les plans d'eau où la Grenouille taureau n'a pas été recensée d'une part, et pour ceux où elle a été contactée d'autre part, la totalité des tests réalisés avec les variables caractérisant l'habitat n'ont pas été significatifs.

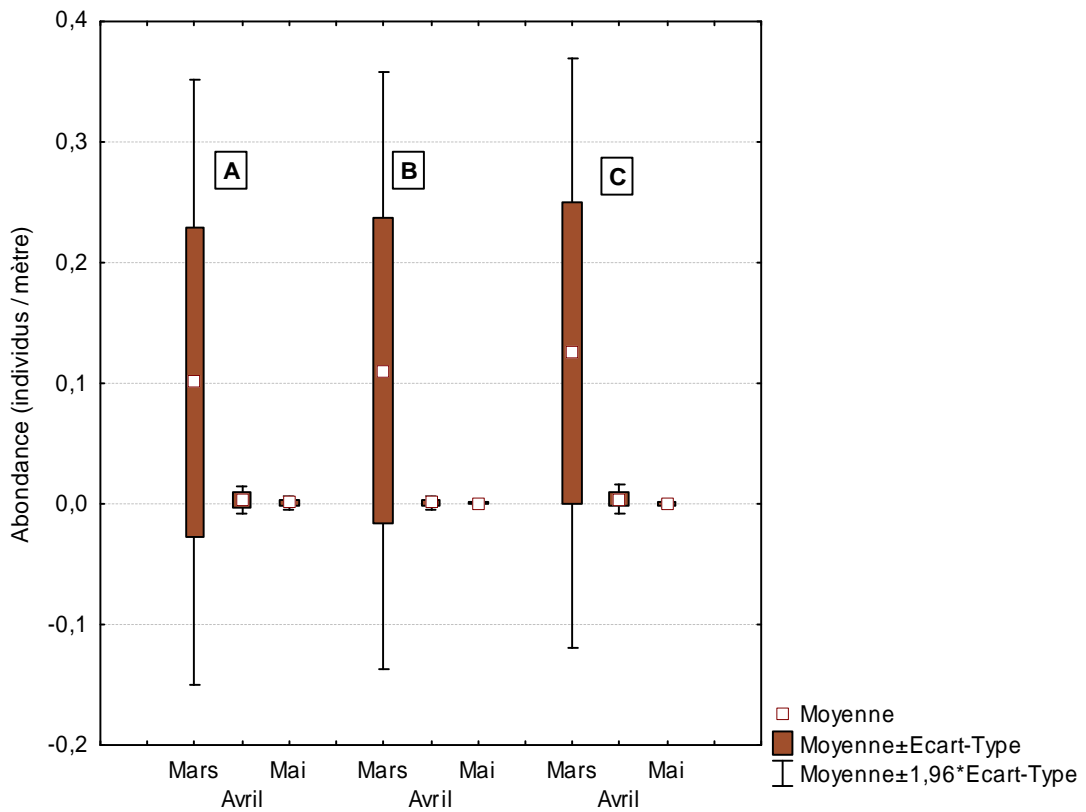


Figure 22 : Moyennes, écart-types et intervalles de confiance des abondances de la Grenouille agile par zone de prospection en fonction du mois d'échantillonnage

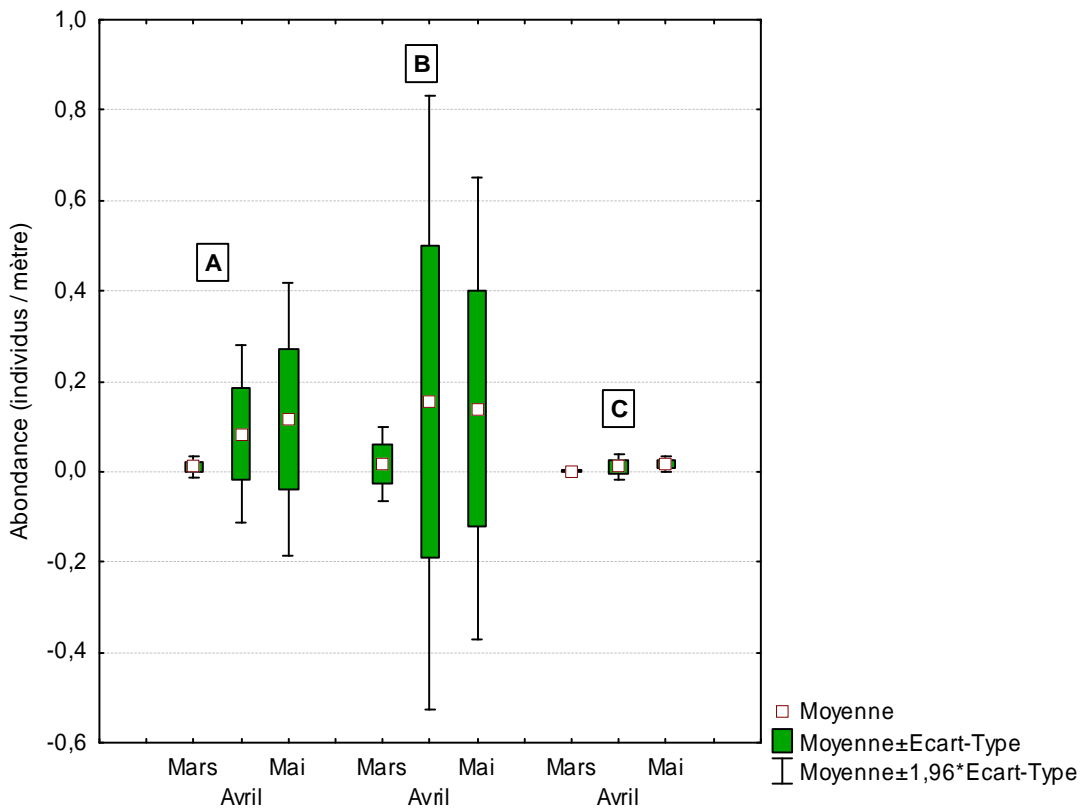


Figure 23 : Moyennes, écart-types et intervalles de confiance des abondances des Grenouilles vertes par zone de prospection en fonction du mois d'échantillonnage

B° Abondance de la Grenouille agile

Les abondances de la Grenouille agile ont montré un pic d'activité très net pour les premières semaines de prospection avec des intervalles de confiance dénotant une très forte variabilité des abondances selon les plans d'eau, quelle que soit la zone de prospection (**figure 22**). Au moi d'Avril, seuls quelques juvéniles isolés ont été observés. Comme le graphique a semblé le montrer, les tests statistiques ont donné des résultats non significatifs quant à l'influence de la Grenouille taureau sur les abondances de cet Amphibien autochtone (p-value Mann-Whitney = 0,8047 ; U = 104,5). Les abondances de Grenouille agile n'ont pas été statistiquement différentes quelle que soit la zone de prospection. Il a désormais été possible de tester l'impact éventuel des variables typologiques sur l'ensemble des plans d'eau. La variable testée qui a donné le résultat le plus significatif a été la pente moyenne de la berge (p-value Kruskal-Wallis = 0,0065 ; ddl = 2). Cette espèce a été plus abondante sur les plans d'eau où la pente était faible. De plus, la comparaison de l'abondance de *Rana dalmatina* et du recouvrement des plantes aquatiques et émergées a donné un résultat significatif : p-value Kruskal-Wallis = 0,0442 ; ddl = 4). Enfin, le test de Mann-Whitney qui a permis de comparer l'abondance de cet Anoure avec la présence de la Perche soleil a rendu une p-value proche de la significativité de 0,0533 (U = 64,5). Cette valeur suggère une certaine tendance quant à la diminution de l'abondance de la Grenouille agile en présence de Perche soleil.

C° Abondance du complexe des Grenouilles vertes

La **figure 23** a présenté les variations d'abondance des Grenouilles vertes pour chaque zone de prospection en fonction de la date d'échantillonnage. Malgré une tendance plus ou moins prononcée d'augmentation de l'abondance lorsque le temps s'écoule, les abondances de ce complexe n'ont pas semblé varier de la même manière pour les différentes zones de prospection. Il est apparu nettement que les moyennes d'abondance au niveau de la zone de prospection sans Grenouille taureau (A) ont augmenté continuellement en fonction du temps avec des intervalles de confiance « raisonnables » par rapport à ceux de la zone B (avec Grenouille taureau). Si l'abondance des Grenouilles vertes a semblé infléchir entre le mois d'avril et le mois de mai pour la zone B, cela n'a pas été confirmé par le test U de

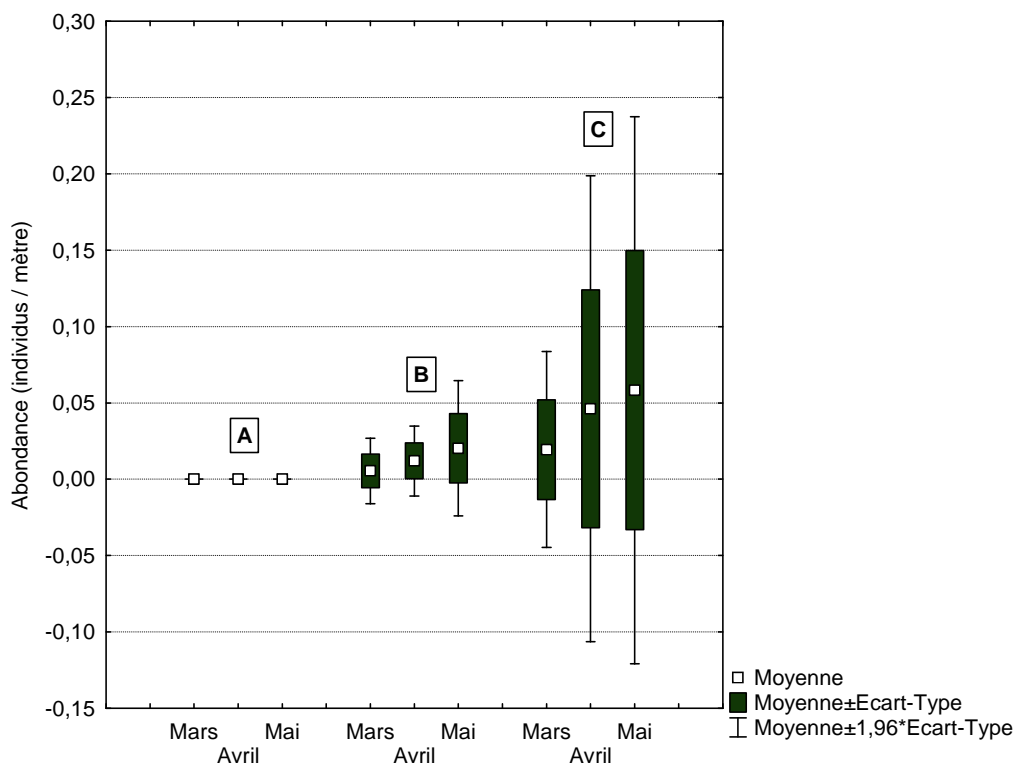


Figure 24 : Moyennes, écart-types et intervalles de confiance des abondances de la Grenouille taureau par zone de prospection en fonction du mois d'échantillonnage

Mann-Whitney qui a donné une valeur de p non-significative ($p\text{-value} = 1,0000$; $U = 40,5$). En outre, la comparaison des abondances « maximales » (celles du mois de mai) de la zone (A) sans Grenouille taureau et des zones B et C par un test de Mann-Whitney a donné une p-value non significative de 0,1833 ($U = 78$). Cependant, lorsque les zones de prospection B et C ont été dissociées, la comparaison des abondances « maximales » des trois zones par le test de Kruskal-Wallis a rendu une valeur significative ($p\text{-value} = 0,0381$; $ddl = 2$). Plus précisément, pour le mois de mai, les abondances en Grenouilles vertes sur Bussière-Badil (A) d'une part, et sur Piégut-Pluviers (B) d'autre part, n'ont pas été significativement différentes de celles de Saint-Saud-Lacoussière (C) avec des p-value de Mann-Whitney respectives de 0,1213 ($U = 30$) et 0,1996 ($U = 22$). Les résultats concernant les abondances entre les zones A et B pour le mois d'avril et de mai n'ont pas été significatives ([$p\text{-value}$ Mann-Whitney = 0,6470 ; $U = 51,5$] et [$p\text{-value}$ Mann-Whitney = 0,8960 ; $U = 56$]). Sachant qu'un effet zone a existé mais qu'il n'a pas été possible de montrer quelle zone différait statistiquement, il aurait fallu intégrer dans un modèle un effet aléatoire "zone" et donc utiliser les modèles mixtes combinant des effets fixes et ici un effet aléatoire. Cependant, le nombre de données n'a pas permis d'établir de tels modèles. Les tests prenant en compte les variables de l'habitat ont donc dû être réalisés séparément pour chaque zone et n'ont pas donné de résultats significatifs.

IV – Abondance de la Grenouille taureau

Les variations d'abondance de la Grenouille taureau ont été présentées par la **figure 24**. Les abondances de *Rana catesbeiana* ont semblé augmenter de mars à mai pour les zones où elle a été présente. La zone C a paru contenir un plus grand nombre d'individus, ce qui n'a pas été confirmé statistiquement pour cause de nombre de plans d'eau insuffisants. L'ampleur des intervalles de confiance pour cette zone a été due à la grande variation des effectifs de la Grenouille taureau en fonction des plans d'eau. En outre, aucun test statistique effectué pour comparer ces abondances avec les variables caractérisant les plans d'eau (pente de la berge, recouvrement des plantes aquatiques et émergées, présence de Perches soleils, présence d'Ecrevisses invasives, sites où la Grenouille taureau se reproduit) n'a donné de résultats significatifs.

DISCUSSION

Cette étude a fait apparaître plusieurs résultats principaux. En premier lieu, la Grenouille taureau n'a pas eu d'impacts significatifs sur les occurrences et les richesses spécifiques des Amphibiens autochtones. Si les représentations graphiques et spatiales des occurrences et des richesses spécifiques ont montré une légère diminution de ces dernières en présence de Grenouille taureau, cela reste une information qualitative. De plus, les abondances de *Bufo bufo* ont été significativement moins importantes en présence de *Rana catesbeiana*, et celles de *Rana dalmatina* ne sont pas significativement différentes en présence de la Grenouille taureau.

I – Dynamique invasive de la Grenouille taureau

La littérature scientifique affirme que la Grenouille taureau a causé le déclin de nombreuses populations d'Amphibiens autochtones à travers le monde (e.g : Lanoo *et al.* 1994). Pour *Rana catesbeiana* comme pour toute population introduite, le succès d'une invasion dépend principalement de l'abondance, du taux intrinsèque de croissance, et de l'absence de prédateurs (Williamson 1999). Cette espèce possède une forte capacité de reproduction et la prédation est limitée à partir de la deuxième année de développement larvaire (Relyea & Yurewicz 2002). Ainsi, l'impact de cette espèce invasive sur les écosystèmes dépend essentiellement de ses effectifs et donc du temps pendant lequel les populations ont pu se développer. Au PNR Périgord-Limousin, la Grenouille taureau a semblé être introduite il y a « seulement » quinze ans. Or, les espèces introduites ne décrivent pas une dynamique de croissance exponentielle dès leur introduction. Comme toutes les espèces invasives, la dynamique de croissance des populations de *Rana catesbeiana* suit plusieurs étapes : (1) phase d'établissement initial avec expansion faible ; (2) phase d'expansion marquée avec augmentation des taux d'expansion (croissance exponentielle jusqu'à ce que l'espace soit saturé) ; (3) phase de saturation quand le taux d'expansion atteint un plateau (Arim *et al.* 2006). Au vu de la durée pendant laquelle la Grenouille taureau s'est développée, du nombre de juvéniles tués en 2006

sur certains plans d'eau (plus de 450 sur le plan d'eau n°30 de Saint-Saud-Lacoussière) et des témoignages recueillis par certains spécialistes (Détaint & Coïc 2001), il semble raisonnable d'émettre l'hypothèse que les populations de Grenouilles taureaux introduites sont actuellement en début de phase d'expansion. Cette hypothèse expliquerait d'une part l'absence de corrélation entre les abondances de cette espèce et le recouvrement des plantes aquatiques et émergées : la préférence pour des plans d'eau possédant une végétation rivulaire abondante ne serait détectable qu'en situation de stabilité des populations. D'autre part, cette hypothèse expliquerait la forte variation des abondances de *Rana catesbeiana* en fonction des plans d'eau, ainsi que l'absence de résultats significatifs obtenus pour les occurrences et les richesses spécifiques des Amphibiens autochtones.

II – Les peuplements d'Amphibiens autochtones

A° Occurrences et richesses spécifiques

Les faibles différences observées pour les occurrences des Amphibiens autochtones entre les sites où la Grenouille taureau a été présente et ceux où elle a été absente a suggéré que l'introduction de *Rana catesbeiana* depuis une quinzaine d'années n'a pas conduit à la disparition de populations des espèces étudiées. Cependant, les inventaires n'ont pas été achevés pour les deux espèces de Rainettes. Les prospections des mois de juin et de juillet permettront sans doute d'obtenir des données plus importantes et donc des résultats plus complets pour ces espèces. De plus, les occurrences importantes des Crapauds communs et des Grenouilles agiles s'expliquent par le fait que ce sont des espèces relativement communes au sein du PNR Périgord-Limousin et que ces espèces sont généralistes ou ubiquistes pour le choix des zones de reproduction (Duguet & Melki 2003 ; Rubbo & Kiesecker 2005). D'autre part, les Grenouilles vertes, très communes, n'ont pas pu être identifiées taxonomiquement au rang d'espèce, ce qui implique que les différences potentielles de préférence d'habitats de ce complexe composé de trois espèces n'ont pas été observées.

Bien que les comparaisons des richesses spécifiques n'aient pas donné de résultats significatifs, les différentes manières de classer les sites ont montré des richesses spécifiques plus basses pour les sites où la Grenouille taureau avait les plus forts effectifs (Saint-Saud-Lacoussière) et pour ceux où elle s'est reproduite en 2006. Ces résultats suggèrent que les populations de Grenouille taureau ne sont pas suffisantes pour causer une diminution significative de la richesse spécifique en Amphibiens autochtones. Cette opinion est confirmée par la corrélation positive qui a été observée entre la richesse spécifique et le recouvrement des plantes aquatiques et émergées. En effet, les facteurs fondamentaux influençant la richesse spécifique en Amphibiens sont la superficie, l'hydropériode et la quantité de végétation émergée des plans d'eau, ainsi que la densité de sites de reproduction dans le paysage (Burne & Griffin 2005). Sachant que les plans d'eau de cette étude ont été sélectionnés de manière à obtenir des superficies relativement équivalentes, qu'ils sont tous permanents (*cf matériels & méthodes*) et que la densité des sites de reproduction est élevée au sein du PNR Périgord-Limousin, il paraît logique qu'en l'absence de perturbations biologiques graves, la richesse spécifique soit corrélée au recouvrement végétal.

B° Le Crapaud commun

Les abondances du Crapaud commun ont été significativement supérieures lorsque la Grenouille taureau était absente. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait que plusieurs sites de la région de Bussière-Badil supportaient des populations importantes de Crapaud commun (70 individus pour le plan d'eau n°10, et 129 pour le n°3), contrairement à ceux de Piégut-Pluviers et de Saint-Saud-Lacoussière. De plus, au sein des zones de prospection où la Grenouille taureau a été rencontrée, *Bufo bufo* a des abondances moins fortes pour les plans d'eau où la Grenouille taureau se reproduit. Mais, aucune des variables caractérisant l'habitat n'a donné de résultats significatifs sur les variations d'abondance. L'absence d'impacts de ces variables s'expliquent par le fait que le crapaud commun est une espèce ubiquiste qui de plus ne subit que très faiblement la prédation des Poissons (et donc de la Perche soleil) au stade larvaire grâce à la sécrétion de substances toxiques

(Bardsley & Beebee 1998). Les variations d'abondance du Crapaud commun sont donc dues, au vu des quelques variables prises en compte pour cette étude,



Figure 25 : Amplexus interspécifique entre un Crapaud commun mâle
et un juvénile de *Rana catesbeiana* (7 mars 2007)

à la présence de la Grenouille taureau. Néanmoins, les tests statistiques ne permettent pas d'établir de relations causales entre la présence de *Rana catesbeiana* et la diminution de la taille des populations de *Bufo bufo*. L'impact de la Grenouille taureau reste donc une hypothèse. Un résultat non présenté dans cette étude semble cependant conforter cette hypothèse. En effet, il s'avère que les abondances du Crapaud commun sont négativement corrélées avec les abondances de Grenouilles taureaux adultes tués en 2006 ($R^2 = 33,8 \%$, ddl = 15, $p < 0,05$).

Les suppositions qui suivent partent donc de cette hypothèse d'un impact réel de la Grenouille taureau. Les Crapauds communs sont actifs en mars, alors que les Grenouilles taureaux adultes sont encore en hibernation. La prédation directe des Crapauds communs adultes par la Grenouille taureau est donc à exclure. Néanmoins, il est possible que les têtards de Grenouilles taureaux en forte densité (plus de 500 larves de Grenouille taureau observées sur le plan d'eau n°19, et plus de 200 sur l'étang n°14) soient des prédateurs des larves du Crapaud commun (Maret *et al.* 2006) qui forment très fréquemment des agrégats compacts (Griffiths & Foster 1998) et aussi des compétiteurs plus efficaces que ces dernières car de taille plus importante (Flores-Nava & Vera-Muños 1999). De plus, les têtards de *Bufo bufo* se métamorphosent en juin (Duguet & Melki 2003), époque où les Grenouilles adultes sont actives. Il est donc possible d'envisager une prédation directe des adultes de *Rana catesbeiana* sur les têtards et/ou les juvéniles de *Bufo bufo* dans le cas où ces derniers ne seraient pas toxiques pour la Grenouille taureau. Les adultes de *Rana catesbeiana* peuvent également avoir un impact sur les abondances de *Bufo bufo* en limitant le développement larvaire de ce dernier par le biais d'interaction indirects « trait-mediated » (Peacor & Werner 2001). En effet, la présence d'un prédateur peut avoir des effets non-létaux, causés par la réponse comportementale des larves de *Bufo bufo* qui modifient l'utilisation de micro-habitats (de la berge vers le fond du plan d'eau) afin d'éviter la prédation (Peacor & Werner 2001). En occupant des niveaux plus profonds de la colonne d'eau, les têtards du Crapaud commun se développent moins vite du fait d'une alimentation moins importante et d'une température plus basse. De plus, il a été observé des amplexus interspécifiques (au

nombre de cinq) entre des Crapauds mâles et des juvéniles de Grenouille taureau (**figure 25**). Bien qu'en nombre restreint, ces amplexus contribuent à fragiliser les populations de *Bufo bufo* en limitant l'accès à la reproduction de certains individus.

C° La Grenouille agile

Les résultats ont clairement suggéré que *Rana catesbeiana* n'a pas eu d'impact sur la Grenouille agile. L'explication la plus pertinente est que les interactions biotiques (compétition et prédation) entre ces deux espèces sont faibles ou nulles. La saison de reproduction de *Rana dalmatina* est comprise entre le mois de février et le début du mois de mars, alors que la Grenouille taureau est très active à partir du mois de juin (Duguet & Melki 2003). La prédation sur les Grenouilles agiles adultes et juvéniles est donc peu probable, tout comme la compétition pour l'acquisition des ressources entre *Rana dalmatina* et les juvéniles de la Grenouille taureau. Cependant, les Grenouilles agiles nouvellement métamorphosées sortent du milieu aquatique dès la mi-juin. Il est donc possible que ce stade de développement soit impacté par la Grenouille taureau au travers de la prédation. Les résultats ne montrant pas d'impacts sur les Grenouilles agiles adultes, il est alors envisageable que cette prédation ait un impact limité sur les populations de Grenouille agile pour les effectifs présents de Grenouilles taureaux. De la même manière, l'impact de la compétition entre les têtards de ces deux espèces n'a pas semblé avoir d'influence sur les populations de Grenouilles agiles. Un autre point capital permettant de comprendre l'absence supposée d'impacts de *Rana catesbeiana* sur cet Anoure autochtone est la différence d'habitats préférentiels entre ces deux espèces. La Grenouille agile est plus tolérante envers les pièces d'eau temporaires, moins riches en Poissons (Duguet & Melki 2003 ; Maret *et al.* 2006), alors que la reproduction de la Grenouille taureau n'est possible que dans les plans d'eau permanents, du fait de la durée de son développement larvaire. Il semble alors permis de supposer que certaines populations de Grenouilles agiles se reproduisant en milieu temporaire, où la présence de Grenouille taureau est très faible voire nulle, ont pu permettre de stabiliser les effectifs de la métapopulation (ensemble de populations interconnectées) de Grenouille agile (Rubbo & Kiesecker 2005) en effectuant des migrations entre les plans d'eau temporaires et permanents.

Contrairement aux résultats concernant l'abondance de la Grenouille agile et la présence de la Grenouille taureau, différentes variables caractérisant l'habitat ont rendu des résultats significatifs. Tout d'abord, la pente moyenne de la berge et le

recouvrement des plantes aquatiques et émergées ont eu un impact positif fort sur les abondances de *Rana dalmatina*. Les berges possédant une pente douce favorisent l'implantation de joncs et d'herbacées, constituant un point d'accrochage des pontes (Lesbarrères & Lodé 2002). Une pente douce et une végétation rivulaire importante sont donc des paramètres fondamentaux pour l'installation de populations reproductrices. De plus, les résultats ont suggéré une tendance allant vers la diminution des abondances des Grenouilles agiles en présence de la Perche soleil. Ceci est en accord avec les préférences écologiques connues de *Rana dalmatina* (Duguet & Melki 2003), ce qui conforte l'idée que la présence de la Grenouille taureau n'a pas d'impacts sur cette espèce.

D° Le complexe des Grenouilles vertes

Les analyses statistiques ont prouvé qu'il y avait un effet de la zone d'échantillonnage sur les abondances de Grenouilles vertes. Cela signifie que les abondances en Grenouilles vertes pour les trois zones sont effectivement différentes. Il n'a cependant pas été possible de mettre en évidence quelle zone de prospection avait les abondances les plus faibles. Pourtant, la représentation graphique a suggéré que la zone de Saint-Saud-Lacoussière, qui semble également avoir les abondances les plus importantes en Grenouilles taureaux, possède les abondances les plus faibles en Grenouilles vertes. La Grenouille taureau aurait donc une influence faible sur les populations de Grenouilles vertes. Si les résultats obtenus ne suffisent pas pour prouver cette hypothèse, des études menées en laboratoire par Relyea & Yurewicz (2002) la suggère. Ils ont démontré que la diminution de la biomasse des larves de Grenouilles vertes était fortement associée à l'augmentation de la biomasse des têtards de Grenouilles taureaux du fait du partage d'une ressource limitée. La présence d'un prédateur induisait une diminution de l'activité des Grenouilles vertes et donc une réduction de la consommation des ressources pour cette espèce. D'autre part, pour la zone de Piégut-Pluviers, l'ampleur des intervalles de confiance s'expliquent par un seul plan d'eau, le site n°15, qui présente des caractéristiques écologiques favorables aux Grenouilles vertes (pente faible, végétation rivulaire importante, absence de Poissons) qui y sont en très grand nombre (144 individus contactés en avril), avec également quelques Grenouilles



Figure 26 : *Amplexus interspécifique entre une Grenouille verte mâle et un juvénile de Grenouille taureau (10 avril 2007)*



Figure 27 : *Amplexus interspécifique entre une Grenouille verte mâle et une Grenouille taureau femelle (10 avril 2007)*

taureaux adultes observés en mai 2007. La variabilité des abondances de Grenouilles vertes pour une même zone de prospection est un facteur qui a contribué à l'obtention de résultats non significatifs. Enfin, des amplexus interspécifiques de Grenouilles vertes mâles sur des Grenouilles taureaux juvéniles et adultes (**figure 26 et 27**) à neuf reprises et impliquant des individus toujours différents montrent, comme pour le Crapaud commun, un impact potentielle sur la fitness des Grenouilles vertes.

CONCLUSION

L'analyse des données recueillies au cours de trois mois de prospections et de caractérisation des habitats a permis de répondre à l'objectif principal qui était d'évaluer l'impact de quinze années de présence de la Grenouille taureau sur les peuplements d'Amphibiens du Parc Naturel Régional Périgord-Limousin.

En effet, contrairement aux études qui ont été réalisées de part le monde et qui plaçaient la Grenouille taureau comme une des espèces invasives les plus destructrices, cette étude suggère que l'impact de la Grenouille taureau n'est pas aussi rapide et dévastateur. L'étude de l'impact de *Rana catesbeiana* sur trente plans d'eau du PNR Périgord-Limousin a révélé que si les occurrences et les richesses spécifiques des Amphibiens autochtones ont diminué en présence de la Grenouille taureau, aucun résultat statistiquement significatif n'est apparu. De plus, l'impact sur les populations d'Amphibiens varie selon les espèces : l'impact est confirmé sur le Crapaud commun, mais pas sur la Grenouille agile. L'impact sur les Rainettes et les Grenouilles vertes sera éclairci grâce aux prochaines séries de prospections. Les conséquences liées à l'invasion de cette espèce sont fonction de la période durant laquelle l'espèce a pu s'acclimater et augmenter ses effectifs, et également de la biologie et de l'écologie des espèces potentiellement impactées, pour des milieux comparables.

Il est toutefois regrettable qu'aucun modèle statistique n'ait pu être établi pour cette étude. Ces modèles auraient permis de tester l'effet global des variables sur les richesses spécifiques et les abondances des Amphibiens. Ils auraient également permis de tester les interactions entre les variables qui auraient pu expliquer une partie des résultats obtenus (Adams *et al.* 2003 ; Katz & Ferrer 2003).

Pour conclure, il est probable que sans mécanismes de régulation des effectifs de *Rana catesbeiana*, certains Amphibiens autochtones du PNR Périgord-Limousin auraient à terme régressé. La poursuite de la phase de croissance exponentielle de cette espèce invasive aurait conduit d'ici quelques années au déclin de certaines espèces telles que *Bufo bufo*. En outre, le fait que la Grenouille taureau soit au début de sa phase de forte expansion conforte l'opinion selon laquelle une éradication de cette espèce est possible. En effet, seuls quelques sites possèdent des effectifs de *Rana catesbeiana* conséquents alors que la majorité des plans d'eau supportent des effectifs relativement limités. Grâce au programme d'éradication qui a été mis en place suffisamment tôt et à la bonne connectivité des paysages du PNR Périgord-Limousin (réseau hydrographique dense et diversité des milieux naturels), il semble que l'impact à long terme de la Grenouille taureau sur les peuplements d'Amphibiens autochtones du PNR Périgord-Limousin soit limité.

BIBLIOGRAPHIE

- Adams MJ, Pearl CA & Bury RB (2003) Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters*, **6**, 343-351.
- Alonso A, Dallmeier F, Granek E & Raven P (editors) (2001) Biodiversity: Connecting with the Tapestry of Life. *Smithsonian Institution/Monitoring and Assessment of Biodiversity Program and President's Committee of Advisors on Science and Technology*, Washington.
- Anonyme (1999) IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Due to Biological Invasion. *Species*, **31-32**, 28-42.
- Anonyme (2006) ISSG Global Invasive Species Database. *World Conservation Union, Invasive Species Specialist Group*.
- Arim M, Abades SR, Neill PA, Lima M & Marquet PA (2006) Spread dynamics of invasive species. *PNAS*, **103**, 374-378.
- Austin JD, Dávila JA, Loughheed SC & Boag PT (2003a) Genetic evidence for female-biased dispersal in the bullfrog, *Rana catesbeiana* (Ranidae). *Molecular Ecology*, **12**, 3165-3172.
- Austin JD, Loughheed SC, Moler PE & Boag PT (2003b) Phylogenetics, zoogeography, and the role of dispersal and vicariance in the evolution of the *Rana catesbeiana* (Anura: Ranidae) species group. *Biological Journal of the Linnean Society*, **80**, 601-624.
- Baker J (1998) Frog culture and declining wild populations. *World aquaculture*, 14-17.
- Banks B, Foster J, Langton T & Morgan K (2000) British bullfrogs? *British wildlife*, **11** (5), 327-330.
- Bee MA (2002) Territorial male bullfrogs (*Rana catesbeiana*) do not assess fighting ability based on size-related variation in acousting signals. *Behavioral Ecology*, **13**, 109-124.
- Beebee TJC & Griffiths RA (2005) The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, **125**, 271-285.
- Bardsley L & Beebee TJC (1998) Interspecific competition between larvae is not an important structuring force in mixed communities of *Rana* and *Bufo* on an English sand-dune system. *Ecography*, **21**, 449-456.
- Berroneau M, Coïc C & Moissonnier T (2006) Programme pluriannuel de mise en place d'une éradication de la Grenouille taureau. Rapport annuel d'activités juin 2005 – mai 2006. *Cistude Nature, FDAPPMA*, 26 p.

Berroneau M (2007) Mise en place d'un plan d'éradication d'une espèce exotique envahissante en Aquitaine : la grenouille taureau. *13ème Forum Des Gestionnaires Espèces Exotiques Envahissantes : Une Menace Majeure Pour La Biodiversité Mnhn*, Paris, Vendredi 16 Mars 2007.

Blaustein AR, Wake DB & Sousa WP (1994) Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*, **8**, 60-71.

Braun-Blanquet (1928) Pflanzensozologie. *Springer*, 3^{ème} édition, Vienne et New York, 268 p.

Bruneau M & Magnin E (1980) Croissance, nutrition et reproduction des ouaouarons *Rana catesbeiana* Shaw (Amphibia Anura) des Laurentides au nord de Montréal. *Canadian Journal of Zoology*, **58**, 175-183.

Burne MR & Griffin CR (2005) Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA. *Wetlands Ecology and Management*, **13**, 247–259.

Chapin FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC & Diaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**, 234-242.

Dejean T & Renard-Laval F (2005) Opération pilote d'éradication de la Grenouille taureau *Rana catesbeiana* sur le territoire du Parc naturel régional Périgord-Limousin (2006-2007). *Dossier de présentation, Novembre 2005*, 26 p.

Détaint M & Coïc C (2001) Invasion de la grenouille taureau (*Rana catesbeiana* Shaw) en France : Synthèse bibliographique – suivi 2000-2001 – perspectives. *Cistude nature*, 30 p.

Détaint M & Coïc C (2003) La Grenouille taureau : *Rana catesbeiana* Shaw, 1802. *Evolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*, 154-156.

Dreschner J, Blüthgen N & Feldhaar H (2007) Population structure and intraspecific aggression in the invasive ant species *Anoplolepis gracilipes* in Malaysian Borneo. *Molecular Ecology*, **16**, 1453-1465.

Duguet R & Melki F, ACEMAV coll. (2003) Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. *Collection Parthénope, éditions Biotope, Mèze (France)*, 480 p.

Emlen ST (1968) Territoriality in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Copeia*, **2**, 240-243.

Epain-Henry C (2004) L'invasion de la Grenouille taureau (*Rana catesbeiana* Shaw) en Sologne, prospections 2003. *Comité Départemental de Protection de la Nature et de l'Environnement*, 24 p.

Fisher RN & Shaffer HB (1996) The decline of amphibians in California's great central valley. *Conservation Biology*, **10**, 1387-1397.

Flores-Nava A & Vera-Muños P (1999) Growth, metamorphosis and feeding behaviour of *Rana catesbeiana* Shaw 1802 tadpoles at different rearing densities. *Aquaculture Research*, **30**, 341-347.

Frost, Darrel R (2006) Amphibian Species of the World: an online reference. Version 4.0 (17 August 2006). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. *American Museum of Natural History*, New York, USA.

Gardner T (2001) Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, **24-2**, 25-44.

Griffiths RA & Foster JP (1998) The effect of social interactions on tadpole activity and growth in the British anuran amphibians (*Bufo bufo*, *B. calamita*, and *Rana temporaria*). *J. Zool., Lond.*, **245**, 431-437.

Guibert S (2005) Mise en place d'un plan d'éradication de la Grenouille taureau dans le sud-ouest de la France. *Rapport de MBPE*, 39 p.

Hamer AJ, Lane SJ & Mahony MJ (2002) Management of freshwater wetlands for the endangered green and golden bell frog (*Litoria aurea*): roles of habitat determinants and space. *Biological Conservation*, **106**, 413-424.

Hanselmann R, Rodríguez A, Lampo M, Fajardo-Ramos L, Aguirre AA, Kilpatrick AM, Rodríguez JP & Daszak P (2004) Presence of an emerging pathogen of amphibians in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. *Biological Conservation*, **120**, 115-119.

Hecnar SJ & M'Closkey RT (1996) Changes in the composition of a ranid frog community following bullfrog extinction. *American Midland Naturalist*, **137**, 145–150.

Hirai T (2004) Diet composition of introduced bullfrog, *Rana catesbeiana*, in the Mizorogaike Pond of Kyoto, Japan. *Ecological Research*, **19**, 375-380.

Holway DA (1999) Competitive mechanisms underlying the displacement of native ants by the invasive Argentine ant. *Ecology*, **80**, 238–251.

Invasive Species Specialist Group, IUCN (2001) 100 World's Worst Invasive Alien Species. Available from URL: <http://www.issg.org/booklet.pdf>.

Katz LB & Ferrer RP (2003) Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, **9**, 99-110.

Kiesecker JM & Blaustein AR (1998) Effects of Introduced Bullfrogs and Smallmouth Bass on Microhabitat Use, Growth, and survival of Native Red-legged Frogs (*Rana aurora*). *Conservation Biology*, **12**, 776-787.

Lanoo MJ, Lang K, Waltz T & Phillips GS (1994) An altered amphibian assemblage: Dickinson country, Iowa, 70 years after Frank Blanchard's survey. *American Midland Naturalist*, **131**, 311-319.

Lawler SP, Dritz D, Strange T & Holyoak M (1999) Effects of Introduced Mosquitofish and Bullfrogs on the Threatened California Red-Legged Frog. *Conservation Biology*, **13**, 613-622.

Lesbarrères D & Lodé T (2002) Influence de facteurs environnementaux sur la reproduction de *Rana dalmatina* (Anura, Ranidae) : implications pour sa conservation. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **104**, 62-71.

Lowe S, Browne M, Boudgelas S & Porter MD (2000) 100 of the World's worst invasive alien species from the Global Invasive Species Database. *The Invasive Species Specialist Group*, SSC, IUCN, 12 p.

Maret TJ, Snyder JD & Collins JP (2006) Altered drying regime controls distribution of endangered salamanders and introduced predators. *Biological Conservation*, **127**, 129-138.

Martinez IP, Alvarez R & Herraes MP (1996) Growth and metamorphosis of *Rana perezi* in culture: effects of larval density larvae. *Aquaculture*, **142**, 163-170.

McIntyre PB & McCollum SA (2000) Responses of bullfrog tadpoles to hypoxia and predators. *Oecologia*, **125**, 301-308.

Miaud C & Muratet J (2004) Identifier les œufs et les larves des amphibiens de France. *INRA Editions*, 200 p.

Mooney HA & Cleland EE (2001) The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98**, 5446-5451.

Moyle PB (1973) Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. *Copeia*, 18-22.

Neveu A (1997) L'introduction d'espèces allochtones de Grenouille vertes en France, deux problèmes différents : celui de *R. catesbeiana* et celui des taxons non présents du complexe *esculenta*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **344-345**, 165-171.

Nöllert A & Nöllert C (2003) Guide des Amphibiens d'Europe. *Paris, Delachaux et Niestlé*, 380 p.

O'Dowd DJ, Green PT, Lake PS (2003) Invasional 'meltdown' on an oceanic island. *Ecology Letters*, **6**, 812-817.

Pagano A, Germain D & Lodé T (2001) Etat de référence des communautés d'Amphibiens dans la vallée de la Loire, rapport final, campagne 2000-2001. *Rapport pour le Parc Naturel Régional Loire Anjou Touraine*, 32p.

Pascal M, Lorvelec O, Vigne JD, Keith P & Clergeau P (2003) *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France. Version définitive du 10 juillet 2003 : 381 p.

Peacor SD & Werner EE (2001) The contribution of trait-mediated indirect effects to the net effects of a predator. *PNAS*, **98-7**, 3904-3908.

Pellet J & Schmidt BR (2005) Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, **123**, 27-35.

Raney EC (1940) Summer movements of the Bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, as determined by the jaw-tag method. *The American Midland Naturalist*, **23** (3), 733-745.

Relyea RA & Yurewicz KL (2002) Predicting community outcomes from pairwise interactions: integrating density- and trait-mediated effects. *Oecologia*, **131**, 569-579.

Rubbo MJ & Kiesecker JM (2005) Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, **19**, 504-511.

Sharma GP, Raghubanshi AS & Singh JS (2005) *Lantana* invasion: An overview. *Weed Biology and Management*, **5**, 157-165.

Shine C, Williams N & Gündling L (2000) Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques envahissantes. *Union mondiale pour la nature*, Gland, Suisse, Cambridge et Bonn.

Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL & Waller RW (2004) Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, **306**, 1783-1786.

Van Oosterhout E, Clark A, Day MD & Menzies E (2004) *Lantana Control Manual. Current Management and Control. Options for Lantana (Lantana Camara) in Australian State of Queensland*. Department of Natural Resources, Mines and Energy, Brisbane, Qld, Australia. Available from URL: <http://www.nrm.qld.gov.au/pests/wons/Lantana>.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J & Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.

Williamson M (1996) *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, UK, 256 p.

Williamson M (1999) Invasions. *Ecography*, **22**, 5-12.

Résumé

Les espèces invasives sont considérées comme étant une des principales atteintes à la biodiversité globale. Ces espèces se distinguent par leurs impacts néfastes sur les écosystèmes autochtones. La Grenouille taureau fait partie des organismes cités dans la liste des 100 pires espèces invasives au monde. Cette espèce a causé le déclin de populations d'Amphibiens autochtones dans de nombreux pays par le biais de la prédation, de la compétition et de la propagation de champignons parasites.

Afin d'évaluer l'impact de quinze années de colonisation de *Rana catesbeiana* sur les Amphibiens autochtones du PNR Périgord-Limousin, nous avons inventorié les populations d'Amphibiens autochtones et allochtones de la fin février à la fin mai 2007 sur trente étangs de pêche permanents de taille comparable et avons pris en compte les variables caractérisant l'habitat : pente de la berge, recouvrement de la végétation rivulaire, présence de Perches soleil et d'Ecrevisses invasives.

La comparaison des occurrences, des richesses spécifiques et des abondances des Amphibiens autochtones a permis de se rendre compte que l'impact de cette espèce n'était pas significatif. En effet, il semble que la période de développement de la Grenouille taureau n'ait pas été suffisamment longue pour avoir un impact sur les peuplements d'Amphibiens autochtones.

Mots-clés : Grenouille taureau, espèce invasive, amphibiens, écologie.

Abstract

Invasive species are said to be one of the main threats to global biodiversity. These species have a harmful impact on native ecosystems. Bullfrog is one of the worst 100 of the world's invasive alien species. This species caused the decline of Amphibians' native populations in numerous countries by predation, competition, and spreading chytridiomycosis.

Bullfrogs have colonized fishing ponds of PNR Périgord-Limousin for 15 years. The aim of the study was to estimate the impact of this invasive species on native Amphibians. Consequently, we inventoried native and alien populations of amphibians from late February to late May 2007. This study has been conducted on thirty permanent fishing ponds of comparable size and we took into account habitat variables: slope of the bank, covering of rivularian vegetation, the presence of alien fishes and crayfishes.

Occurrences comparison of specific richness and abundance of native Amphibians revealed no significant effect of Bullfrog's presence. Indeed, Bullfrogs seem to be settled for an insufficient duration to have an effect on autochthon fauna.

Key words: Bullfrog, invasive species, amphibians, ecology.