



**HAL**  
open science

**Bassins autoroutiers et amphibiens en France : des fonctionnalités écologiques aux pratiques de gestion. Approche géographique d'un complexe socio-écologique**

Laura Clevenot

► **To cite this version:**

Laura Clevenot. Bassins autoroutiers et amphibiens en France : des fonctionnalités écologiques aux pratiques de gestion. Approche géographique d'un complexe socio-écologique. Géographie. Université Paris 1 - Panthéon Sorbonne; Ladyss UMR CNRS 7533, 2020. Français. NNT : . tel-03029373

**HAL Id: tel-03029373**

**<https://shs.hal.science/tel-03029373>**

Submitted on 28 Nov 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne  
École doctorale de Géographie de Paris (ED 434)  
Laboratoire Ladyss UMR 7533

Thèse pour l'obtention du grade de docteur de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

## **Bassins autoroutiers et amphibiens en France : des fonctionnalités écologiques aux pratiques de gestion**

### **Approche géographique d'un complexe socio-écologique**



Présentée et soutenue publiquement le 6 octobre 2020 par

**Laura Clevenot**

#### **Membres du jury**

Catherine CARRÉ, Professeure, Université Paris 1 (co-directrice)

Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur, Université de Franche-Comté (examinateur)

Magalie FRANCHOMME, Maître de conférences, Université de Lille (examinatrice)

Nathalie FRASCARIA-LACOSTE, Professeure, AgroParisTech (rapporteuse)

Laurent GODET, Directeur de recherche, CNRS (rapporteur)

Pascal MARTY, Professeur, Université Paris 1 (examinateur)

Pierre PECH, Professeur, Université Paris 1 (co-directeur)

Karine TOURET, Responsable environnement, APRR (invitée)



Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne  
École doctorale de Géographie de Paris (ED 434)  
Laboratoire Ladyss UMR 7533

Thèse pour l'obtention du grade de docteur  
de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

**Bassins autoroutiers et amphibiens en France :  
des fonctionnalités écologiques aux pratiques de gestion**

**Approche géographique d'un complexe socio-écologique**

Présentée et soutenue publiquement le 6 octobre 2020 par  
Laura Clevenot

Sous la co-direction de Pierre PECH et Catherine CARRÉ

**Membres du jury**

Catherine CARRÉ, Professeure, Université Paris 1 (co-directrice)

Jean-Christophe FOLTÊTE, Professeur, Université de Franche-Comté (examineur)

Magalie FRANCHOMME, Maître de conférences, Université de Lille (examinatrice)

Nathalie FRASCARIA-LACOSTE, Professeure, AgroParisTech (rapporteuse)

Laurent GODET, Directeur de recherche, CNRS (rapporteur)

Pascal MARTY, Professeur, Université Paris 1 (examineur)

Pierre PECH, Professeur, Université Paris 1 (co-directeur)

Karine TOURRET, Responsable environnement, APRR (invitée)

## Remerciements

Au cours de mon stage de recherche de master 1, mon encadrant, Pierre Pech, a dit à l'un de ses collègues : « Elle va faire une thèse après... » et moi de lui répondre : « Mais pas du tout ! Il faut être fou pour faire une thèse ! ». 5 ans après, je me dis qu'encore une fois, il avait raison... Moi, je n'avais pas totalement tort. Il faut effectivement être un peu fou pour faire une thèse mais surtout, il faut être bien entourée. Et cette thèse n'aurait jamais abouti sans les personnes que je souhaite remercier ici (et pardon d'avance à celles et ceux que j'ai oubliés).

En tout premier lieu, je tiens à remercier mon directeur de thèse, Pierre Pech, qui a su me porter, me pousser et m'encourager tout au long de cette thèse et même avant. Merci d'avoir cru en moi (et pas cuite) et d'avoir été si bienveillant et attentionné. Un grand merci également à Catherine Carré, ma co-directrice, pour sa gentillesse, sa ténacité et ses suggestions toutes plus pertinentes les unes que les autres. Merci à tous les deux d'avoir été si disponibles et à l'écoute.

Je souhaite exprimer ma gratitude à l'ensemble des membres de mon jury de thèse d'avoir accepté d'évaluer et de commenter mon travail. Merci également aux membres de mon comité de thèse pour leur grande disponibilité et leurs éclairages méthodologiques et conceptuels.

Ce travail n'aurait pu être possible sans le soutien du groupe Eiffage et l'accompagnement de Joachim Lemerli et Marion Aubrat. Merci de m'avoir laissé une telle liberté de recherche. Il n'aurait pas été possible non plus sans les équipes d'APRR. Un grand merci à Karine Tourret pour son accompagnement technique et son questionnement perpétuel vis-à-vis des pratiques de gestion. Merci à Fanny Moës d'avoir répondu à toutes mes questions techniques et juridiques. Merci à Jérôme Chevarin pour m'avoir fait découvrir les bassins autoroutiers et pour l'initiation à la reconnaissance d'espèces. Je remercie également Charles-Henry Rodier, Franck Milo, Amaury Civade, Nicolas Brossard et toute l'équipe du district du Gâtinais, pour leur accueil chaleureux, leur grande disponibilité et leurs éclairages sur le fonctionnement technique des bassins. Un très grand merci en particulier à Ludovic Mardonnès pour sa curiosité, sa bonne humeur, ses photos de grenouilles et de bassins et sa grande pédagogie.

D'autre part, ma reconnaissance va aux équipes du programme ITTECOP qui m'ont ouvert la porte de leurs colloques et de leur réseau en labellisant ma thèse. Je remercie particulièrement Yannick Autret pour ses conseils précieux (notamment lors de l'ICOET 2017) et son grand soutien tout au long de cette thèse. Je tiens aussi à remercier Jonathan Jumeau de m'avoir prêté main-forte sur R, pour les relectures et pour les nombreux échanges sur les amphibiens et les bassins d'eaux pluviales.

Un grand merci aux étudiants de la licence de géographie de l'université Paris 1 qui m'ont suivie sur le terrain malgré le froid et la pluie ou à l'inverse sous un soleil de plomb. Merci donc (dans l'ordre alphabétique) à Mathilde Batsché, Clémence Fauconnier, Louison Gicquel, Juliette Gomis, Sarah Klein, Tristan Lantenois, Léo Menguy et Louise Quinio, vous m'avez été d'une aide précieuse !

En parlant de terrain, je tiens à remercier tous les acteurs qui ont pris sur leur temps de travail pour répondre à mes questions, me parler de leur territoire et de leur métier. Un remerciement spécial à Stéphane Hippolyte pour son accompagnement sur le terrain et ses éclaircissements sur l'écologie des amphibiens.

Cette expérience n'aurait pas été aussi riche tant scientifiquement qu'humainement sans mes collègues de l'UMR Ladyss. Ce collectif, caractérisé par l'échange et l'entraide entre doctorants, jeunes docteur(e)s et post-doc', m'a fait grandir et avancer. Un grand merci également à Céline Clauzel pour son aide précieuse sur Graphab et ses relectures assidues ainsi qu'à Carole Gaber pour sa pédagogie et sa grande disponibilité !

Je tiens également à remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont su être présentes au quotidien et sans qui je n'aurais pas aussi bien vécu cette expérience. Merci à mes « biopotes » rencontrées pendant le master Bioterre pour leur soutien. Merci à Eric Chraïbi et Clément Pont pour leur aide sur Arcgis/Qgis (même à distance !). Enfin, merci à mes amies et collègues Alexandra Locquet, Joanna Ziolkowska et Laetitia Verhaeghe d'avoir su être présentes dans les bons moments mais aussi dans les plus durs.

Pour terminer, un immense merci à mes parents pour leur soutien inconditionnel et leurs encouragements tout au long de mon parcours. Votre fierté est mon moteur. Enfin, je tiens tout particulièrement à remercier mon conjoint Bruno pour son amour et son soutien à toute épreuve.



à Mamie Amboise  
à Yvette

# Productions scientifiques et pédagogiques

## Articles – communications écrites

Clevenot L. (2019). Pratiquer la géographie environnementale sur un terrain de thèse : un apprentissage réciproque ? *Feuilles de géographie*, 31 p.

Pech, P., Biette, M., Chabot, Y., Clevenot, L., & Demailly, K. (2019). Démarche pédagogique d'évaluation des paysages de nature en ville : le cas du site Natura 2000 de Montreuil (Seine-Saint-Denis, France). *L'information géographique*, 83(1), pp. 61-87.

Clevenot, L., Carré, C., & Pech, P. (2018). A review of the factors that determine whether stormwater ponds are ecological traps and/or high-quality breeding sites for amphibians. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 40 p.

Clevenot, L., De Chastenet, C., Frascaria, N., Jacob, P., Raymond, R., Simon, L., & Pech, P. (2017). Do Linear Transport Infrastructures provide a potential corridor for urban biodiversity? Case study in Greater Paris, France. *Cybergeo: European Journal of Geography [En ligne]*, 21 p.

Pech, P., Clevenot, L., Fourès, J. M., Giney, D., Lavaux, S., Lémeri, J., & Riboulot-Chetrit, M. (2017). Eviter-Réduire-Compenser. Le cas des infrastructures linéaires de transport, un double effet sur le foncier. *La Revue Foncière*, 19, pp. 16-21.

## Colloques – communications orales

*Les bassins d'eaux pluviales autoroutiers : structures techniques et/ou continuités écologiques ?* 23 octobre 2019, Matinées recherche et développement durable, Eiffage, Vélizy-Villacoublay, France.

*Amphibiens et bassins autoroutiers en région Centre-Val de Loire : pratiques de gestion et adaptabilité*, 28 août 2019, Journée Biodiversité et Infrastructure, « Infrastructures autoroutières et biodiversité, une réconciliation possible ? », société APRR, Forges, France.

*Partenariat entre questionnaires infrastructure et acteurs du territoire : de l'acquisition de connaissances à l'adaptation des modes de gestion en faveur de la biodiversité locale*, 24 janvier 2019, Journée jeunes chercheurs "Infrastructures, écologie et paysage, sociétés et territoires", AgroParisTech – Paris 1 – ITTECOP, Paris, France.



*Bassins d'eaux pluviales autoroutiers et amphibiens : Une adéquation possible entre gestion technique et gestion écologique à l'échelle locale ?*, Jeudi 19 octobre 2017, Journées ITTECOP 2017, Paris La Défense, France.

*Stormwater Ponds and Biodiversity: A Potential Compatibility Between Technical and Ecological Features*, 14-18 mai 2015, International Conference on Ecology and Transportation (ICOET), Salt-Lake-City, USA.

## **Posters**

*Do artificial areas on infrastructure linear provide a potential habitat for urban biodiversity? Case study of a forest park in the paris suburbs crossing by rail and river infrastructure*, 14-18 mai 2017, Colloque ICOET (International Conference on Ecology and Transportation), Salt-Lake-City, USA. – Récompensé par un Student Award

## **Enseignements**

*Introduction à la géographie physique et environnementale*, travaux dirigés, Licence 1 Géographie et Aménagement, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 72 h TD.

*Fonctionnement des systèmes climatiques*, travaux dirigés, Licence 1 Géographie et Aménagement, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 52 h TD.

*Cartographie et Statistique (Excel, Magrit)*, travaux dirigés, Licence 1 Géographie et Aménagement, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 48 h TD.

*Paysages et Territoires*, travaux dirigés, Licence 1 Géographie et Aménagement, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 48 h TD.

*Diagnostic territorial*, travaux dirigés, Licence 1 Géographie et Aménagement, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 26 h TD.

*La biodiversité dans le Loiret*, séminaire de terrain, Master 2 Bioterre, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 2 jours.

*Atelier de découverte du terrain de recherche*, stage de découverte, Licence 2 Géographie et Aménagement, 4 semaines.



# Sommaire

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>11</b>
<b>PARTIE 1 : LES BASSINS AUTOROUTIERS, DES SITES DE REPRODUCTION POUR LES AMPHIBIENS ? .....</b>	<b>25</b>
<b>CHAPITRE 1 : LES BASSINS D'EAUX PLUVIALES, DES PIEGES ECOLOGIQUES ? L'APPORT DE LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE .....</b>	<b>27</b>
<b>CHAPITRE 2 : ÉVALUER LA RICHESSE EN AMPHIBIENS ET IDENTIFIER LES FACTEURS D'IMPACT ...</b>	<b>43</b>
<b>CHAPITRE 3 : FONCTIONNALITES ECOLOGIQUES DES BASSINS DE L'A77 ET FACTEURS D'IMPACT POUR LES AMPHIBIENS .....</b>	<b>71</b>
<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 1 .....</b>	<b>103</b>
<b>PARTIE 2 : LES BASSINS AUTOROUTIERS, UNE CONTRIBUTION AUX RESEAUX ECOLOGIQUES FAVORABLES AUX AMPHIBIENS ?.....</b>	<b>107</b>
<b>CHAPITRE 4 : DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT AUX AMPHIBIENS, LES ENJEUX D'UNE CONTINUTE ECOLOGIQUE.....</b>	<b>109</b>
<b>CHAPITRE 5 : LES BASSINS AUTOROUTIERS COMME VARIABLE DANS LA MODELISATION DES RESEAUX ECOLOGIQUES .....</b>	<b>121</b>
<b>CHAPITRE 6 : LES BASSINS AUTOROUTIERS DE L'A77, DES ELEMENTS DE CONTINUITES ECOLOGIQUES ?.....</b>	<b>139</b>
<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 2 .....</b>	<b>153</b>
<b>PARTIE 3 : MODELISER LES INTERACTIONS SOCIO-ECOLOGIQUES POUR ENGAGER UNE GESTION ADAPTATIVE DES BASSINS AUTOROUTIERS .....</b>	<b>155</b>
<b>CHAPITRE 7 : DE LA CONTINUTE ECOLOGIQUE A LA GESTION ADAPTATIVE D'UN SOCIO- ECOSYSTEME.....</b>	<b>157</b>
<b>CHAPITRE 8 : CONSTRUIRE UN MODELE DE SSE BASSINS AUTOROUTIERS – AMPHIBIENS – TERRITOIRES ADJACENTS.....</b>	<b>171</b>
<b>CHAPITRE 9 : L'ALLIER, UNE PREMIERE APPROCHE DU SSE BAT .....</b>	<b>195</b>
<b>CHAPITRE 10 : LE LOIRET, REPRODUCTIBILITE ET AJUSTEMENT DU SSE BAT .....</b>	<b>231</b>
<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 3 .....</b>	<b>263</b>
<b>CONCLUSIONS GENERALES .....</b>	<b>265</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>278</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>308</b>
<b>TABLE DES FIGURES.....</b>	<b>352</b>
<b>TABLE DES TABLEAUX.....</b>	<b>355</b>
<b>TABLE DES ANNEXES .....</b>	<b>357</b>
<b>TABLE DES MATIERES.....</b>	<b>359</b>



---

## Introduction

Les bassins d'eaux pluviales autoroutiers et les amphibiens ; voilà deux objets d'étude que l'on pourrait penser à première vue opposés. D'un côté, il s'agit d'espèces emblématiques de la crise écologique actuelle en raison de la régression globale de leurs populations et de leurs habitats, tant aquatiques que terrestres. De l'autre, il est question d'ouvrages industriels accueillant des eaux de ruissellement *a priori* polluées. Ces bassins existent en raison de décisions réglementaires visant à réduire le risque de pollution sur les milieux aquatiques. Leur objectif premier est la collecte et le traitement des eaux de ruissellement issues des chaussées autoroutières. Cependant, une fois associées – en raison d'un processus spontané de colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens que ni les scientifiques ni les aménageurs n'avaient envisagé – ces deux entités posent un certain nombre de questions. D'un point de vue opérationnel, il est pertinent de s'interroger sur la manière dont sont appréhendées les infrastructures de transport. Elles peuvent être étudiées pour leurs impacts sur la biodiversité mais également pour leur capacité à l'accueillir et, par conséquent, être intégrées aux systèmes écologiques locaux. Ces questionnements mettent en lumière des enjeux opérationnels de gestion de la biodiversité et d'aménagement sur des territoires humains transcendés par les dynamiques écologiques des espèces concernées. Cela interroge ainsi la compatibilité entre les pratiques de gestion des ouvrages et des infrastructures, qui découlent d'exigences réglementaires à la fois sécuritaires et environnementales, et les logiques écologiques inhérentes à la conservation de la biodiversité. La confrontation des enjeux paradoxaux des bassins autoroutiers et des amphibiens et la manière dont sont conceptualisées les interactions entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques autour de ces ouvrages constituent le cœur du questionnement de cette recherche.

### **1. Les amphibiens, espèces témoins de la crise écologique et des mesures de protection qu'elle induit**

La crise écologique qui sévit actuellement sur notre planète, désignée par certains comme la « sixième extinction de masse » (Teyssède, 2004 ; Billé *et al.*, 2014), est caractérisée par un taux d'extinction<sup>1</sup> global « *des dizaines à des centaines de fois supérieur au taux moyen des 10*

---

<sup>1</sup> Le taux d'extinction est la fraction des espèces d'un groupe systématique donné (taxon) qui disparaît pendant l'intervalle de temps considéré (Teyssède, 2004)

*derniers millions d'années et continue de s'accélérer* » (IPBES, 2019). Le rapport de l'IPBES estime ainsi que « *sur environ 8 millions d'espèces animales et végétales, 1 million sont aujourd'hui menacées d'extinction, notamment au cours des prochaines décennies, ce qui n'a jamais eu lieu auparavant dans l'histoire de l'humanité* » (ibid).

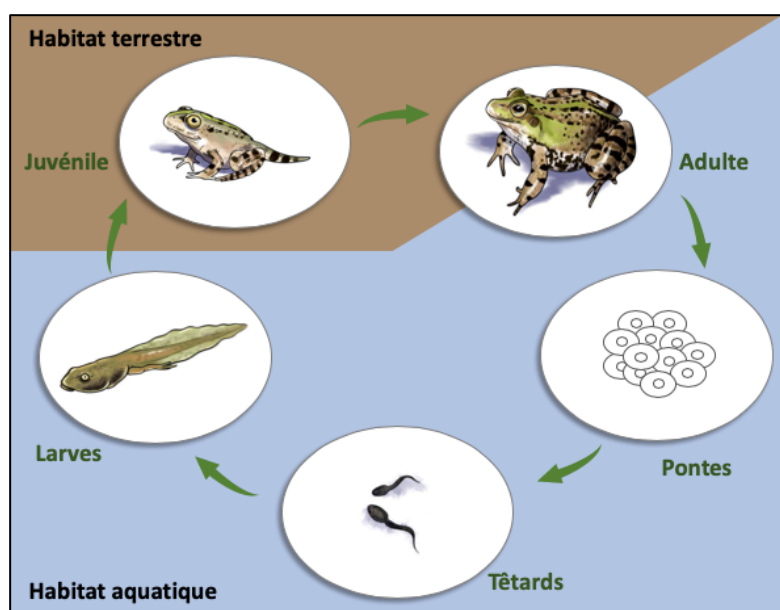
Parmi les 27 159 espèces classées comme menacées dans la liste de rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN, 2015), les amphibiens constituent la classe regroupant le plus grand pourcentage d'espèces menacées d'extinction au niveau mondial (40 %), devant les mammifères (25 %) ou les oiseaux (14 %). De fait, « *on estime aujourd'hui [que] l'étendue mondiale des zones humides a diminué de l'ordre de 64 à 71 % et que la perte et la dégradation des zones humides se poursuivent partout dans le monde* ». C'est ainsi qu'est introduite la note d'information de la 12<sup>e</sup> session de la Convention de Ramsar sur les zones humides qui s'est déroulée en Uruguay en juin 2015 (Garner *et al.*, 2015 ; voir aussi Davison, 2014). Selon J. A. Bateman (2010), cette régression des zones humides entraîne un déclin significatif de la population mondiale d'amphibiens, en particulier au cours des dernières décennies (Blaustein *et al.*, 1994 ; Houlahan and Findley, 2003 ; Dodd, 2010). En France, 8 espèces d'amphibiens sont considérées comme étant en danger d'extinction<sup>2</sup>, le pays figurant «  *parmi les 10 pays hébergeant le plus grand nombre d'espèces [animales et végétales] menacées : au total, 1 546 espèces menacées au niveau mondial sont présentes sur son territoire, en métropole et en outre-mer* » (UICN France *et al.*, 2015).

Les amphibiens répondent à une écologie complexe puisqu'ils sont soumis, à travers un cycle de vie biphasique, aux contraintes successives d'environnements aquatiques et d'environnements terrestres (**figure 1**). Les premiers sont consacrés à la reproduction et au développement larvaire, les seconds au site d'estivage et/ou d'hivernage des individus métamorphosés (Duguet *et al.*, 2003). La grande majorité des individus revient ainsi sur son site de naissance pour se reproduire (Joly, 2019). Cette stratégie de « *retour au gîte* », appelée « *homing* », est le plus souvent observée dans le cas où les ressources sont limitées ou réparties spatialement sur de larges distances (Sinsch, 1992).

---

<sup>2</sup> La Liste rouge de l'UICN constitue une classification mondiale des espèces végétales et animales selon leur niveau de risque d'extinction. Parmi les 9 catégories existantes, les espèces menacées d'extinction sont regroupées en 3 sous-catégories : En danger critique (CR), En danger (EN) ou Vulnérable (VU ; UICN, 2015).

Figure 1 : Le cycle de vie des amphibiens, entre site aquatique et site terrestre



Clevenot, 2020 d'après Duguet et al., 2003

Ces espèces sont également emblématiques des mesures de protection de la biodiversité mises en place en France et en Europe. En effet, les amphibiens (associés aux reptiles) sont la classe animale protégée dans sa totalité par la législation française par des interdictions cumulées de mutilation et de commerce (2 espèces), de perturbation intentionnelle et de capture (9 espèces) ainsi que de destruction ou dégradation des sites de reproduction ou de repos (29 espèces)<sup>3</sup>.

À l'échelle européenne, les amphibiens sont protégés par le biais de leurs habitats, notamment aquatiques, au titre de la directive Habitat (1992), inspirée de la convention de Berne (1979). Cette directive relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe charge chaque État signataire de lister et de désigner des Zones Spéciales de Conservation (ZSC) pour la protection des habitats et des espèces renseignées en annexe II. Vingt-sept espèces d'amphibiens sont ainsi inscrites dans la convention de Berne et dans la directive Habitat, dont vingt et une en annexe II de la convention de Berne, et 4 en annexe II de la directive Habitat. De fait, selon l'UICN (2015), la principale menace qui pèse sur les amphibiens est la dégradation des milieux naturels, et en particulier des milieux humides, indispensables à leur reproduction. La régression et la fragmentation de ces habitats naturels sont les conséquences

<sup>3</sup> Arrêté du 19 novembre 2007 fixant les listes des amphibiens et des reptiles protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection.

directes de l'extension des activités humaines depuis l'ère industrielle et d'un développement urbain. La construction de nouvelles infrastructures de transport et les aménagements fonciers agricoles et forestiers (AFAF, aussi appelés remembrements) qui en découlent (Gasser *et al.*, 2004) engendrent la destruction et le morcellement de nombreux habitats terrestres ainsi que l'assèchement, par drainage, des zones humides et des mares agricoles environnantes. Une fois en exploitation, voire dès la phase de chantier, une autoroute peut causer une mortalité directe d'amphibiens par écrasement ainsi qu'une altération de leurs habitats par la pollution physico-chimique, sonore et visuelle qu'elle engendre. Ces phénomènes contribuent à la régression de certaines populations de ces espèces « *sensibles à la qualité écologique de leurs habitats* » (UICN, 2015).

De plus, les amphibiens peuvent être considérés comme des espèces parapluies. Les espèces dites parapluies sont des « *espèces dont les domaines vitaux sont très étendus et qui, si elles bénéficient d'une aire d'habitat protégée suffisante, mettront de nombreuses autres espèces sous protection* » (Noss, 1990 in Caro, 2003). Les amphibiens, de par leur mode de vie biphasique et la diversité des sites terrestres qu'ils utilisent (Duguet *et al.*, 2003), englobent un large panel d'habitats aquatiques et terrestres qui permettent la conservation d'une multitude d'espèces faunistiques et floristiques. Cependant, il est important de noter que ce propos intègre l'ensemble des espèces comprises dans la classe des amphibiens. Autrement dit, comme le démontrent Sewell et Griffiths (2009), « *l'utilisation du terme 'espèce indicatrice' peut être trompeuse lorsqu'une seule espèce d'amphibiens est utilisée isolément, mais peut avoir plus de mérite lorsqu'elle est utilisée en combinaison avec d'autres taxons* ». Il serait ainsi plus pertinent de dire que les amphibiens peuvent être considérés comme une « classe parapluie » lorsqu'ils sont l'objet d'une politique de conservation.

## **2. Les bassins autoroutiers, des ouvrages industriels de protection des milieux naturels**

Selon le commissariat général au développement durable (CGDD, 2016), depuis 1995 la longueur totale du réseau autoroutier français s'est accrue de 39 %, passant de 8 275 km à 11 560 km en 2014. Le réseau routier français couvre aujourd'hui 2,2 % de la surface métropolitaine. Les infrastructures de transport terrestres et leurs emprises (ILTe), et notamment les infrastructures routières, sont connues pour avoir des impacts négatifs majeurs sur la biodiversité et les écosystèmes à travers la destruction, l'altération et la fragmentation des



---

habitats et des trames paysagères (Forman et Alexander, 1998 ; Sauvajo *et al.*, 1998 ; Burel et Baudry, 1999 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Liu *et al.*, 2008). Plus particulièrement, le développement des infrastructures de transport est reconnu comme une des causes majeures de la dégradation des zones humides et de la diminution des populations d'amphibiens (Trombulak et Frissell, 2000 ; McKinney, 2006). L'implantation de ces infrastructures engendre une fragmentation et une diminution des habitats utilisés par les amphibiens, notamment la destruction de zones forestières et l'assèchement de zones humides (Becker *et al.*, 2010). En activité, les ILTe peuvent entraîner, entre autres, une dégradation physique et chimique de l'environnement, une dispersion d'espèces invasives, une modification des comportements animaux liée à un effet « barrière » ainsi qu'une hausse de la mortalité par collision (Forman & Alexander, 1998 ; Coffin 2007). Au sein des ILTe, les autoroutes diffèrent des routes (départementales à nationales) par l'envergure de leurs emprises et l'importance de leur trafic. Elles sont ainsi à l'origine de niveaux de pollution plus conséquents et ont un impact paysager plus important.

Cependant, si les emprises de ces infrastructures de transport sont constituées de 60 à 80 % de surfaces artificialisées, restent les accotements (ou berges) souvent végétalisés. Cette partie des emprises peut jouer un rôle bénéfique sur la biodiversité. Certaines études démontrent leur rôle de refuge ou d'habitat pour certaines espèces animales ou végétales (Tikka *et al.*, 2001 ; Ries *et al.*, 2001 ; Spooner *et al.*, 2004 ; Le Viol, 2010 ; Penone *et al.*, 2012 ; Foucart, 2015 ; Clevenot *et al.*, 2017 ; Jumeau *et al.*, 2017). De plus, depuis la loi de 1976 relative à la protection de la nature introduisant les notions d'évitement, de réduction et de compensation des impacts des sociétés humaines sur les milieux naturels, les sociétés autoroutières ont pour obligation « *d'éviter les atteintes à l'environnement, de réduire celles qui n'ont pu être suffisamment évitées et, si possible, de compenser les effets notables qui n'ont pu être ni évités, ni suffisamment réduits* » (Code de l'environnement, article R. 122-5 II 7). Cette loi a entraîné la mise en place de passages à faune, ces ouvrages permettant le franchissement de l'infrastructure par la faune locale. Les amphibiens sont devenus l'emblème de cette volonté affichée des gestionnaires autoroutiers de réduire les impacts de leurs infrastructures sur la biodiversité, notamment par la médiatisation régulière de la construction de « crapauducs » ; en témoignent les coupures de presse en **figure 2**. Ces ouvrages construits sous la chaussée permettent aux amphibiens de franchir l'infrastructure et de relier ainsi leurs différents habitats aquatiques et terrestres.

Figure 2 : Les crapauducs, porte-étendards des passages à faune dans les médias français

## Gironde: Installation d'un «crapauduc» à Hourtin pour protéger crapauds et grenouilles

**ANIMAUX** Alors que la saison de la migration vient de démarrer chez les amphibiens, ce dispositif doit leur permettre de rejoindre leur lieu de reproduction en toute sécurité

Mickaël Bosredon | Publié le 11/02/19 à 12h00 — Mis à jour le 12/02/19 à 10h33

Bosredon M. – 20minutes.fr – publié le 11.12.2019

## Gravelines: Grâce au crapauduc, des milliers de batraciens évitent de se faire écraser

La période de février à avril est celle de la reproduction chez les batraciens (grenouilles et crapauds). Mais route de l'Aquaculture, à Gravelines, plusieurs milliers d'entre eux se feraient écraser sans un système ingénieux mis en place samedi et nommé crapauduc.

Olivier Dufourg, Avec J. P. (Clip) | 19/02/2019

157 partages



Partager



Twitter

Dufourg O. – La Voix du Nord – publié le 19.02.2019

---

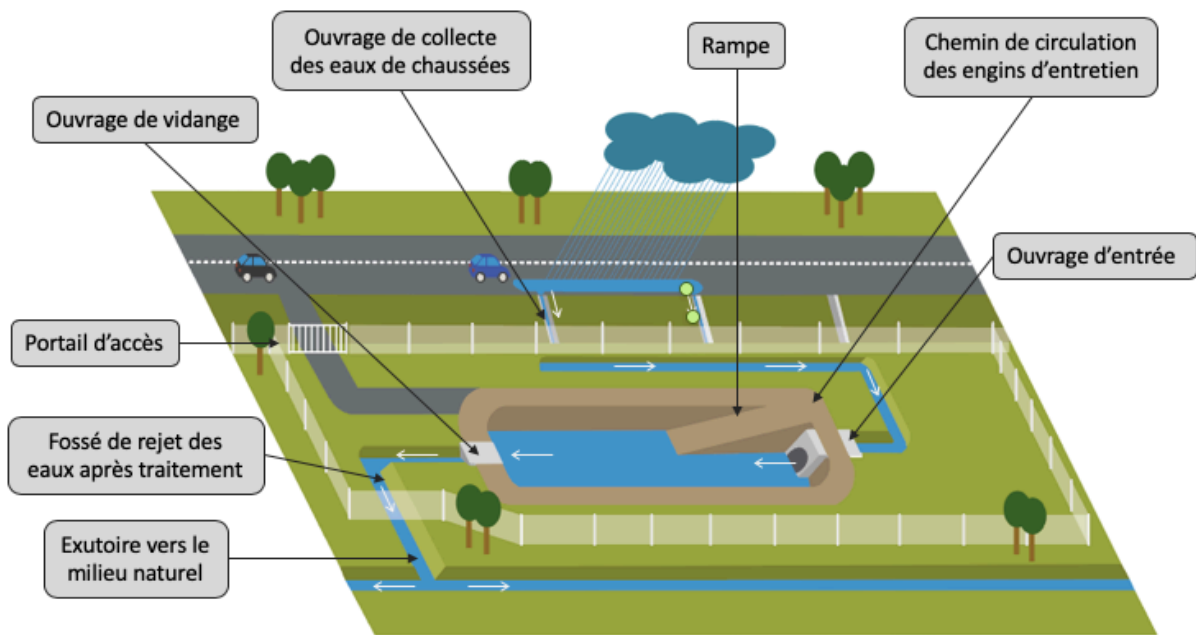
De plus, concernant plus précisément la protection de milieux aquatiques dont dépendent les amphibiens, la loi sur l'Eau de 1992 vient compléter celle de 1976 dans une volonté de « *protection de l'eau contre toute pollution et de restauration de la qualité des eaux superficielles et souterraines* » (loi n°92-3). Cette loi, consolidée par la LEMA<sup>4</sup> en 2006, impose aux sociétés autoroutières la prise en charge des eaux de ruissellement de chaussée avant qu'elles n'atteignent le milieu naturel, en implantant notamment des bassins de traitement et de confinement le long de leurs emprises. D'abord construits à l'initiative des sociétés autoroutières pour contrôler le débit de l'eau lors d'épisodes de fortes pluies et ainsi éviter les inondations (Sétra, 2004), les bassins autoroutiers se sont imposés comme la réponse à cette obligation pour la protection des milieux aquatiques.

À la fonction hydraulique s'est ainsi ajoutée une fonction de prévention contre la pollution chronique engendrée par le trafic automobile (métaux lourds, hydrocarbures) et les épisodes exceptionnels de pollution massive de l'eau (par exemple, lors d'un accident impliquant un camion-citerne ; Skriabine *et al*, 2004). Ces bassins servent ainsi de tampon entre l'infrastructure autoroutière et les milieux aquatiques adjacents dans le but d'éviter leur pollution (**figure 3**).

---

<sup>4</sup> Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA)

Figure 3 : Le bassin autoroutier : une zone tampon dans le cheminement des eaux pluviales, de la chaussée au milieu naturel.



Clevenot, 2020 ; d'après <https://www.a10-touraine.fr>

Cependant, aujourd'hui les bassins autoroutiers ne répondent plus seulement à une fonction de gestion quantitative et qualitative des eaux de chaussées. Depuis une quinzaine d'années, un phénomène de colonisation spontanée de ces bassins par les amphibiens a été constaté sur des autoroutes de Provence (Scher, 2005), du Val de Loire (Le Viol, 2009), de Bourgogne (Prunier, 2012) ou encore d'Alsace (Jumeau, 2017), sans que les bassins concernés n'aient subi de modifications de leur structure ou des pratiques de gestion qui leur sont associées.

Cette potentielle fonctionnalité écologique pose un certain nombre de questions à la fois écologiques, opérationnelles et sociales. Ce phénomène interroge tout d'abord la capacité de ces bassins à fournir un site de reproduction favorable pour les amphibiens qui les colonisent et l'adéquation entre leur fonction technique et ces potentielles fonctionnalités écologiques. Ce phénomène amène également à repenser le statut et la fonction de ce site industriel – et par extension ceux de l'infrastructure dont ils dépendent – au sein des territoires traversés et des réseaux écologiques locaux. De fait, il questionne les conditions d'une prise en charge, par les gestionnaires autoroutiers, mais également par les acteurs des territoires traversés, de ces systèmes socio-écologiques complexes.

### **3. Questions de recherche et structure du manuscrit**

Cette recherche sur les interactions entre ces ouvrages industriels que sont les bassins autoroutiers et ces espèces menacées que sont les amphibiens qui les colonisent s'articule autour de trois questions de recherche qui structurent les trois parties de cette thèse :

**1) Sous quelles conditions les bassins autoroutiers peuvent-ils fournir un habitat favorable pour les amphibiens qui les colonisent ?**

**2) Dans quelles mesures ces bassins participent-ils aux réseaux écologiques favorables aux amphibiens ?**

**3) Comment appréhender la gestion des bassins autoroutiers au regard de l'enjeu amphibien ?**

La thèse présentée ici débute en interrogeant la capacité des bassins autoroutiers à fournir des sites de reproduction viables pour les amphibiens. Ces ouvrages industriels étant avant tout des bassins de récupération des eaux de chaussées, ils sont susceptibles de contenir un certain nombre de polluants qui peuvent être létaux à court ou moyen terme pour les amphibiens présents à ce moment-là. Cette thèse s'appuie donc sur la littérature scientifique pour questionner le rôle des bassins autoroutiers en tant que pièges écologiques pour ces espèces (**chapitre 1**), l'analyse reposant sur un certain nombre de variables pouvant influencer sur l'écologie des amphibiens. Cependant, l'étude de la littérature montre que plusieurs variables, telles que les pratiques de gestion, n'ont pas encore été étudiées. Cette recherche s'appuie sur un terrain sélectionné pour sa diversité de situations, sur des protocoles tirés de l'écologie (ADN environnemental, comptages) et sur une analyse statistique effectuée à partir du logiciel R (**chapitre 2**). Elle vise ainsi à vérifier l'impact des pratiques de gestion appliquées aux bassins autoroutiers sur les amphibiens qui les colonisent démontrant, dans un même temps, l'ampleur de ce phénomène de colonisation spontanée (**chapitre 3**).

Néanmoins, comme évoqué précédemment, une des caractéristiques du groupe d'espèces étudié (les amphibiens) est de fonctionner en réseau d'habitats, tant dans la réalisation de leur cycle de vie biphasique que dans la recherche permanente de nouveaux sites de reproduction. Un changement d'échelle est donc nécessaire pour interroger le rôle des infrastructures de transport

---

et de leurs emprises dans la structuration du réseau de continuités écologiques dont dépendent les amphibiens (**chapitre 4**). Grâce à une modélisation du réseau local de continuités écologiques effectuée à partir du logiciel de modélisation Graphab et la construction d'une carte d'occupation du sol détaillée (**chapitre 5**), cette thèse questionne à la fois le rôle des bassins étudiés en tant que tâches d'habitats dans le réseau de continuités écologiques locales et l'influence de cette connectivité sur la richesse en amphibiens de ces ouvrages (**chapitre 6**).

Toutefois, s'interroger sur l'intégration potentielle des bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques locaux favorables aux amphibiens nécessite de considérer la capacité des différents acteurs, gestionnaires d'infrastructures et gestionnaires des milieux adjacents, à envisager l'interdépendance écologique entre les emprises des infrastructures de transport et les territoires qu'elles traversent (**chapitre 7**). Ceci ne va pas de soi et la pratique opérationnelle n'est pas très développée dans ce sens. Cette recherche s'appuie sur des entretiens menés auprès des différents acteurs concernés (institutionnels, associatifs, autoroutiers) et une conceptualisation des interrelations entre les différents éléments écologiques et sociaux sous la forme de socio-écosystèmes (**chapitre 8**). Elle tente ainsi de mettre en lumière les freins et les leviers de la mise en place d'une gestion adaptative de ces ouvrages colonisés par les amphibiens (**chapitre 9**), notamment en interrogeant le poids des représentations associées à la biodiversité et aux infrastructures de transport (**chapitre 10**). L'objectif est ici de participer à l'amélioration de la prise en charge des enjeux écologiques sur et aux abords des infrastructures de transport.

#### **4. Positionnements disciplinaires et conceptuels**

Le thème de cette thèse est sujet à controverses sur bien des points et, avant d'entamer ce manuscrit, il me semble nécessaire de me positionner sur ces questions. La place importante des gestionnaires dans les travaux exposés doit être clarifiée et explicitée afin qu'aucune ambiguïté ne soit possible quant à l'absence de conflit d'intérêt. De plus, il semble important de me positionner sur le contexte scientifique dans lequel s'inscrit cette thèse et la question du rôle des milieux artificialisés dans la gestion de la biodiversité. Enfin, certains concepts, et leur utilisation ou non dans le cadre de cette recherche, nécessitent d'être définis afin que le discours tenu soit compris de tous.

#### **4.1. La place des gestionnaires dans les questionnements scientifiques**

La question des potentialités que peuvent offrir les milieux artificialisés pour la biodiversité est un sujet qui m'intéresse depuis ma première année de master, au cours de laquelle j'ai travaillé sur la capacité des emprises ferroviaires et fluviales à accueillir de la biodiversité en milieu urbain dense (Clevenot *et al.*, 2017). La contribution possible de ces milieux au maintien de la biodiversité est alors apparue comme un sujet de recherche pertinent, tout d'abord par la controverse qu'elle soulève d'un point de vue écologique, à l'opposé d'une pensée odumienne présumant d'une nature en dehors de toutes activités humaines (Odum et Odum, 1953 ; Depraz, 2013). Pertinent aussi parce que ces milieux tendent à se multiplier, comme c'est le cas des friches urbaines avec le développement croissant des villes (Arnould *et al.*, 2011), des carrières en reconversion suite au processus de désindustrialisation (Frochot, 2002) ou encore des emprises « vertes » avec le développement des infrastructures de transport. Enfin, cette thématique ouvre de nouvelles perspectives de lutte contre la régression massive de la biodiversité, en fournissant, à l'instar des emprises d'infrastructure de transport, des opportunités de continuités écologiques encore peu envisagées jusqu'alors (Clevenot *et al.*, 2017 et 2018).

S'interroger sur la capacité des milieux artificialisés à contribuer au maintien d'une certaine biodiversité fonctionnelle impose de travailler en collaboration avec les gestionnaires des ouvrages étudiés. Tout d'abord parce que ces derniers sont souvent situés sur des sites privés et clos pour des raisons de sécurité et leur accès très réglementé nécessite l'accord des gestionnaires, notamment pour l'application de protocoles *in-situ*. En outre, la compréhension des dynamiques écologiques qui régissent ces sites industriels ne peut se faire sans la prise en considération de leur fonctionnement opérationnel. Pour cela, il s'avère primordial de s'appuyer sur les savoirs et les savoir-faire des gestionnaires qui sont spécialistes de leurs ouvrages. De plus, si les scientifiques sont à même d'établir des diagnostics et de faire des recommandations sur les pratiques de gestion à adopter, les gestionnaires restent décisionnaires quant à leur application effective. Considérer les logiques inhérentes aux pratiques de ces acteurs et les intégrer dans le processus de réflexion peut être un moyen de garantir une meilleure prise en compte de ces recommandations au sein des entreprises concernées.

Cependant, les gestionnaires d'infrastructure ne sont pas les seuls sur lesquels il convient de s'appuyer pour comprendre le rôle potentiel des bassins autoroutiers pour la biodiversité. Le processus de colonisation de ces bassins autoroutiers par les amphibiens est régi en grande

---

partie par des facteurs externes à l'infrastructure comme les modes d'occupation de sol et les pratiques de gestion observées sur les territoires traversés par l'infrastructure. Par conséquent, pour envisager les dynamiques écologiques qui régissent ces ouvrages dans toute leur complexité, il convient de considérer l'ensemble des acteurs qui en ont la charge (acteurs institutionnels, gestionnaires de la biodiversité), en tenant compte de leurs pratiques, de leurs contraintes ainsi que de la manière dont ils appréhendent les interactions entre l'infrastructure concernée et la biodiversité.

Comme le stipule le code de la recherche (Art. L411-123), « *une des missions de la recherche publique [...] est le transfert des connaissances et leur application dans les entreprises et dans tous les domaines contribuant au progrès de la société* » (Askenazi et al., 2019). De ce fait, de plus en plus de réflexions scientifiques se construisent conjointement avec les acteurs directement concernés. En témoigne la genèse du programme ITTECOP (Infrastructures de Transports Terrestres, Écosystèmes et Paysages) porté par le ministère de la Transition écologique et solidaire (MTES) depuis 2008, source de plus de 30 projets de recherche et de 20 projets opérationnels, et qui a labellisé cette thèse. Ce programme, outre le soutien à la recherche scientifique dans ce domaine, vise à favoriser les échanges entre scientifiques, acteurs politiques et gestionnaires d'infrastructures sur des questions telles que l'intégration des infrastructures de transport et des gestionnaires dans les projets de territoire, les interactions entre infrastructures et écosystèmes, ou encore les perspectives d'adaptabilité de ces ouvrages aux contraintes écologiques, sociales et politiques des territoires qu'ils traversent (Luginbühl, 2013). Le programme ITTECOP s'inscrit ainsi dans la lignée de programmes internationaux tels que l'IENE (Infra Eco Network Europe) en Europe ou l'ICOET (International Conference of Ecology and Transportation) en Amérique du Nord.

Par ailleurs, ces questionnements scientifiques font écho à ceux des gestionnaires, tant des infrastructures de transport que de la biodiversité. Concernant les bassins autoroutiers, les gestionnaires d'infrastructures s'interrogent sur la manière de concilier le rôle premier de ces ouvrages de gestion qualitative et quantitative des eaux de ruissellement avec le maintien des fonctionnalités écologiques inhérentes à leur colonisation spontanée par les amphibiens. Pour les gestionnaires de la biodiversité, ce processus de colonisation d'ouvrages artificialisés par les amphibiens met en lumière les limites d'une gestion par site et interroge le statut des emprises d'infrastructures de transport dans la structuration des réseaux de continuités écologiques. Cette thèse est ainsi le fruit du questionnement de plusieurs agents de la société

APRR sur la manière de prendre en charge les amphibiens qui colonisent les bassins des infrastructures qui leur sont concédées.

Ainsi, étudier les potentialités que peuvent offrir les milieux artificialisés tels que les bassins autoroutiers pour la biodiversité impose de considérer l'ensemble des facteurs écologiques mais aussi économiques, sociaux et politiques qui régissent les pratiques de gestion appliquées à ces ouvrages et aux milieux adjacents par la multiplicité des acteurs qui en ont la charge.

#### **4.2. Une thèse en géographie environnementale**

Cette thèse s'inscrit dans le courant d'une géographie environnementale en pleine construction (Chartier et Rodary, 2016 ; Daugeard, 2016). Tout d'abord, cette thèse dépasse les discours écolo-sceptiques de certains géographes (voir Grenier, 2016) pour rendre compte d'une situation paradoxale. En effet, tout en soulignant l'irréversibilité des impacts des infrastructures de transport sur la biodiversité, et notamment leur rôle dans la régression des populations d'amphibiens et de leurs habitats, cette thèse questionne les conditions et les moyens d'une adaptation écologique de ces ouvrages industriels, au service de la conservation de ces espèces.

Pour ce faire, la thèse présentée ici prend en compte l'ensemble des facteurs écologiques et anthropiques pouvant intervenir dans la capacité des bassins autoroutiers à jouer le rôle d'habitat pour les amphibiens, c'est-à-dire en situant les bassins autoroutiers et l'infrastructure dont ils dépendent au cœur d'un système socio-écologique complexe et multiscale. De ce fait, elle entend contribuer à l'ambition d'une géographie environnementale qui se veut « *postdéterministe* » c'est-à-dire rendant compte « *des crises que connaît la biosphère et des limites que cela impose, tout en considérant la complexité des phénomènes et des interactions à l'œuvre* » (Chartier et Rodary, 2016). Ainsi, cette recherche se veut pluridisciplinaire afin de répondre à l'impératif de (ré)introduire la nature dans les sciences humaines et sociales (Mathevet et Godet, 2015 ; Chartier et Rodary, 2016).

Cette thèse intègre également l'ensemble des acteurs concernés – acteurs opérationnels, gestionnaires des infrastructures et de la nature, mais aussi acteurs des territoires adjacents concernés, des élus aux habitants en passant par les techniciens et les chargés de mission – dans les réflexions qu'elle développe sur la gestion de la biodiversité et des infrastructures de transport. Pour cela, j'ai questionné ces acteurs sur leurs pratiques, leurs contraintes, à la fois



---

techniques et réglementaires, ainsi que sur leurs représentations et leurs propres interrogations vis-à-vis des objets étudiés et me suis appuyée sur leurs savoirs et savoir-faire techniques pour comprendre les dynamiques qui régissent à la fois les bassins autoroutiers et les populations d'amphibiens qui les colonisent. Introduire la sphère des représentations et du technique ancre cette thèse dans une géographie environnementale qui prend en compte « *les conditions actuelles dans lesquelles les configurations qu'elle aborde et qu'elle étudie se déploient et se transforment* » (Chartier et Rodary, 2016).

Enfin, en m'appuyant sur des méthodes issues à la fois de sciences géographiques (entretiens, analyses spatiales) et de sciences écologiques (ADN environnemental) et en prenant en charge des concepts à la fois de géographie – territoires, acteurs, pratiques – et d'écologie – fonctionnalités, habitats, perturbation – j'inscris ma thèse dans une géographie ouverte du « *lâcher-prise* » (Chartier et Rodary, 2016), qui admet qu'elle partage avec les sciences de la nature certaines approches conceptuelles et pratiques, dans une optique d'interdisciplinarité nécessaire à la prise en charge des questions de biodiversité (Barbault, 2006).

#### **4.3. Espace de vie ou territoire animal ?**

La notion de territoire fait l'objet aujourd'hui d'une multitude de définitions, tant en géographie que dans d'autres sciences. Ancrée en géographie, ma démarche intègre la notion de territoire comme une caractéristique propre aux sociétés humaines (Di Méo, 1998), soit « *un espace sur lequel s'élaborent des activités propres à un individu ou à un groupe d'individus, plus ou moins socialement structuré et plus ou moins institutionnellement contrôlé* » (Pech, 2016).

D'après J. -F. Staszak, « *la géographie tend à réserver le terme de territoire aux humains, dans la mesure où le territoire est un espace d'identité affecté à une population, ce qui suppose un niveau cognitif que les animaux ne partagent pas a priori* » (in Dortier *et al.*, 2005). Peut-on alors parler de « territoire animal », comme on peut le lire dans certains travaux de géographie (Bortolamiol *et al.*, 2017) ? En éthologie, la notion de territoire animal est définie « *comme une zone d'espace que l'animal marque et qu'il défend contre les autres animaux de son espèce* » (Goldberg *in* Dortier *et al.*, 2005). Pourtant, d'après J. Goldberg, « *le territoire animal ne doit pas être confondu avec le domaine vital qui correspond à l'espace où l'animal évolue pour sa survie* » précisant que « *sur un même domaine vital, il peut y avoir plusieurs territoires d'animaux d'une même espèce* ». Ainsi, selon Wells (1977), les amphibiens peuvent montrer un

fort attachement à des endroits particuliers, tels que des perchoirs, des abris ou des sites d'alimentation préférés, sans pour autant les défendre. Ils peuvent aussi manifester de l'hostilité envers des congénères pour des raisons autres que la défense de sites particuliers. La territorialité spécifique à un site se produit alors lorsque l'intolérance d'autres individus se concentre autour de lieux particuliers. Pour les amphibiens, le territoire est, comme le décrit Rachlow (2008), « *la part du domaine vital défendue* ».

Par conséquent, si pour les amphibiens la notion de territoire ne s'applique qu'à des sites particuliers, comme les sites de reproduction par exemple, et considérant que la gestion de ces espèces nécessite la prise en compte de l'ensemble des habitats formant leur unité fonctionnelle écologique, le terme de territoire animal ou territoire des amphibiens n'est pas ce qui définit l'espace dans lequel s'inscrivent les questionnements de cette recherche. En effet, cette thèse interroge l'influence des pratiques de gestion, c'est-à-dire les pratiques appliquées dans les territoires humains sur lesquels se superpose ce que j'appellerai l'espace de vie, le domaine vital ou encore l'unité fonctionnelle des amphibiens. Il s'agit de s'intéresser non pas à un type d'habitats en particulier (le site de reproduction ou le site d'hibernation par exemple) mais bien à l'ensemble des sites potentiellement utilisés par les amphibiens au cours de leur cycle de vie et de s'interroger sur la capacité des acteurs concernés par la gestion de ces sites à travailler de concert pour en favoriser la connectivité fonctionnelle.

---

## **PARTIE 1 :**

# **Les bassins autoroutiers, des sites de reproduction pour les amphibiens ?**

Nous avons pu le voir en introduction, les bassins autoroutiers sont des ouvrages techniques ayant pour vocation première la gestion des eaux pluviales issues des chaussées autoroutières. Cependant, ces ouvrages, leur structure, leur emplacement ainsi que les pratiques mis en place pour leur entretien, sont conçus pour garantir cette fonction d'épuration. De plus, par définition, les eaux contenues dans ces bassins sont susceptibles de contenir un certain nombre de polluants potentiellement néfastes – si ce n'est létaux – pour les amphibiens. Le constat d'une colonisation spontanée de ces ouvrages par plusieurs espèces d'amphibiens impose de s'interroger sur la faculté de tels milieux à fournir un habitat de qualité pour ces espèces. Ce questionnement suppose d'identifier les facteurs pouvant influencer positivement ou négativement sur les potentielles fonctionnalités écologiques de ces bassins, en particulier pour les amphibiens. Pour ce faire, nous analyserons, dans un premier temps, les conditions et la manière dont cette question est abordée dans la littérature scientifique en nous appuyant sur la notion de « piège écologique », défini comme un habitat de mauvaise qualité mais que les organismes préfèrent à des habitats de qualité supérieure (Battin, 2004 ; **chapitre 1**).

Cette étude de la littérature scientifique montre que plusieurs axes de recherche restent à explorer, notamment la question de l'impact des pratiques de gestion sur les fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers. L'autoroute A77, située majoritairement dans le département du Loiret, est apparue comme un terrain propice à l'étude de cette question, tant pour la diversité des milieux qu'elle traverse (agricoles, forestiers, urbains) que pour la pluralité des bassins et des modalités de gestion qu'elle comprend. Ainsi, en nous appuyant sur un protocole de relevé axé sur l'ADN environnemental, couplé à une analyse des modes d'occupation du sol adjacents aux bassins étudiés (**chapitre 2**), nous verrons dans quelles mesures les pratiques d'entretien mises en place sur les bassins de l'A77 peuvent avoir une influence sur leur richesse en amphibiens et sur leur capacité à fournir à ces espèces un habitat favorable à leur reproduction (**chapitre 3**).

Cette partie vise ainsi à répondre à la première question de recherche : **Sous quelles conditions les bassins autoroutiers peuvent-ils fournir un habitat favorable pour les amphibiens qui les colonisent ?**



## Chapitre 1 : les bassins d'eaux pluviales, des pièges écologiques ? L'apport de la littérature scientifique

S'il est certain que l'on assiste, depuis le début de l'ère industrielle, à une augmentation des surfaces artificialisées sous l'effet de l'urbanisation et de l'essor des grandes infrastructures, cette évolution s'accompagne, paradoxalement, de la multiplication des bassins autoroutiers dans le paysage et, par conséquent, la constitution d'un vaste réseau de petites zones humides, soit autant de nouveaux espaces écologiques vierges rapidement colonisés par une grande variété d'organismes (Scher, 2005) dont diverses espèces d'amphibiens (Simon *et al.*, 2009 ; Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; McCarthy et Lathrop, 2011). Cependant, la conception traditionnelle des bassins d'eaux pluviales s'appuie sur des recommandations essentiellement techniques qui relèvent du génie civil. La mise en œuvre de ces recommandations donne naissance à des bassins de formes géométriques régulières, aux pentes raides, construits avec des matériaux à fort impact visuel (béton, géomembrane, etc.) sans harmonie aucune avec le contexte paysager et sans dessein esthétique ou écologique (Geai *et al.*, 1997). De plus, il est possible de s'interroger sur l'impact des polluants que ces ouvrages sont amenés à contenir sur le développement des espèces qui les colonisent. De fait, il s'agit dans ce premier chapitre de s'interroger sur la manière d'appréhender ces ouvrages au regard des enjeux écologiques qui les caractérisent en identifiant notamment dans la littérature opérationnelle et scientifique, les éléments permettant de les définir comme des milieux favorables à ces espèces ou, au contraire, comme des pièges écologiques (Battin, 2004). En effet, si ces milieux semblent attractifs pour de nombreuses espèces d'amphibiens (entre autres), ils répondent également à des enjeux techniques de gestion des eaux autoroutières et nécessitent, à cet effet, un entretien particulier qui pourrait être une source d'impact pour les espèces qui s'y développent. L'enjeu est donc ici de comprendre dans quelles mesures la fonction première de ces bassins, et les pratiques d'entretien qui en découlent, peuvent être en adéquation avec de potentielles fonctionnalités écologiques.

Ce chapitre est en partie construit à partir des résultats énoncés dans l'article d'état de l'art publié dans la revue *Frontiers in Ecology and Evolution* et disponible en **annexe 1** :

Clevenot, L., Carré, C., & Pech, P. (2018). A review of the factors that determine whether stormwater ponds are ecological traps and/or high-quality breeding sites for amphibians. *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 6, p. 40.

## 1. Les ouvrages d'origine anthropique peuvent-ils être des milieux de biodiversité ?

Questionner le rôle des bassins autoroutiers, et plus largement des milieux artificialisés, pour la biodiversité, revient à contribuer au débat sur ce qui fait la « naturalité » d'un milieu et sur la place de l'humain et des activités humaines dans la conservation de la nature. En effet, il semble, dans la littérature scientifique, que les références à une nature « sauvage », « vierge », c'est-à-dire dénuée de toutes perturbations humaines, sont encore implicitement mobilisées lorsqu'il s'agit de définir l'état écologique désirable d'un site (Maris, 2016) ; or comme l'expose l'auteure dans la suite de son propos, si la naturalité d'un milieu devait se définir par l'absence totale de toute influence humaine, il est possible de convenir qu'il n'existe plus aucun milieu sur Terre définissable comme tel, tant l'influence des activités humaines, qu'elle soit directe ou indirecte, est omniprésente à toutes les échelles spatiales. De plus, comme le soulignent Cézilly et Taris (1997) « *poser le caractère artificiel, par opposition à naturel, de certains espaces [...] c'est aussi douter qu'un environnement manipulé, géré, ou aménagé par l'homme puisse assurer des fonctions écologiques essentielles, comme s'il avait été irrémédiablement marqué du sceau de l'impureté* ». De fait, s'il est indéniable que la crise actuelle de la biodiversité est en majeure partie imputable aux activités humaines, la pluralité de ces dernières – des pratiques agricoles et sylvicoles aux différentes formes d'aménagement du territoire – fut également, dans l'histoire de la coévolution des milieux et des sociétés, un facteur majeur de diversification des milieux (Gunnell, 2009 ; Maris, 2016). Prairies bocagères bretonnes, savanes du Serengeti ou encore plaine camarguaise, nombreux sont les exemples de « *ces milieux que l'on croit naturels* » (Gunnell, 2009) et auxquels les scientifiques attribuent une grande diversité biologique.

En s'intéressant plus précisément aux milieux humides, la question de leur naturalité n'est, là encore, pas évidente. Certains auteurs, ayant étudié le potentiel d'accueil des bassins d'eaux pluviales pour les amphibiens, ont comparé ces ouvrages aux mares ou aux zones humides « naturelles » adjacentes (pour exemple : Semlitsch et Bodie, 2003 ; Scher et Thiéry, 2005 ; Le Viol, 2009 et 2012, Canals *et al.*, 2011), opposant ainsi des milieux en fonction de leur degré de naturalité. Néanmoins, comme le soulignent Salajoli et Limoges (2004), on estime que les mares naturelles ne représentent, en nombre, que 10 % environ des mares répertoriées sur le territoire français, leur origine étant essentiellement liée à l'action érosive de l'eau et du vent (Yavercovski *et al.*, 2004). De fait, les 90 % restantes peuvent être considérées comme

d'origine anthropique, creusées pour la plupart pour des usages agricoles, piscicoles, artisanaux ou encore ornementaux. De plus, certaines zones humides d'origine naturelle, comme les tourbières, sont aujourd'hui maintenues par l'action directe des groupes humains, pour leur valeur écologique et patrimoniale (Cubizolle et Sacca, 2004 ; Trément *et al.*, 2017).

Ainsi, la littérature montre que le caractère naturel ou artificiel d'un milieu n'est pas forcément représentatif de son niveau de biodiversité. Il s'agit alors de se questionner sur les facteurs qui peuvent permettre à un milieu, quel qu'il soit, de fournir un habitat propice au développement de cette biodiversité, et notamment pour les amphibiens. Je me suis donc demandée si des études scientifiques avaient déjà été menées sur les bassins autoroutiers colonisés par les amphibiens et quelles étaient leurs conclusions.

## **2. Les bassins d'eaux pluviales routiers et urbains : des similitudes structurelles et écologiques au regard de l'enjeu « amphibien »**

La sélection des articles utilisés pour établir cet état de l'art a été effectuée à l'aide de plusieurs bases de données spécialisées en écologie et en géographie (Science Direct, Springer, Jstor). Les mots utilisés dans la recherche étaient « bassin d'eaux pluviales » (1980 résultats) associés à « amphibiens » (96 résultats), « autoroutes » (390 résultats) et « route » (890 résultats). Les publications étudiées couvrent tous les types de contextes environnementaux (agricoles, urbains et forestiers), la plupart d'entre eux étant toutefois situés dans des pays développés, en particulier sur les continents européen et nord-américain.

Bien que le sujet de cette étude concerne les bassins d'eaux pluviales et les amphibiens, le nombre limité de publications sur ce sujet (5) a conduit à une recherche complémentaire dans d'autres publications faisant référence aux « étangs d'eaux pluviales urbaines ». Étant donné que les autoroutes et les étangs urbains présentent de grandes similitudes (voir le développement ci-après), 25 publications ont été sélectionnées sur les étangs urbains et routiers : 50 % de ces publications provenaient de revues de biologie, 36 % de revues de biologie de la conservation, et 14 % de revues de sciences de l'environnement, ces catégories ayant été déterminées en fonction des mots-clés utilisés. Néanmoins, si la recherche bibliographique n'a permis de collecter que 5 études s'intéressant aux amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales autoroutiers et 14 études sur les amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales urbains, on distingue quand même des similitudes entre les deux types de bassins.

Lorsqu'on compare les caractéristiques abiotiques et environnementales des bassins d'eaux pluviales autoroutiers et urbains, on constate certaines similitudes. Les deux sont de tailles comparables, soit en moyenne 1 314 m<sup>2</sup> pour les urbains (Bishop *et al.*, 2000 ; Simon *et al.*, 2009 ; Brand and Snodgrass, 2010 ; Scheffers and Paszkowski, 2013) et 1 438 m<sup>2</sup> pour les autoroutiers (Scher, 2005 ; Pohl *et al.*, 2015). Bien qu'une végétation aquatique, favorable au développement des larves d'amphibiens, couvre généralement une partie du bassin, 55 % pour les bassins autoroutiers (Le Viol *et al.*, 2009) et 38 % pour les bassins urbains (Bishop *et al.*, 2000 ; Gledhill *et al.*, 2008 ; Scheffers and Paszkowski, 2013 ; Holzer, 2014). On trouve également des poissons, prédateurs des amphibiens, dans environ un tiers des bassins étudiés (Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; Holzer, 2014). Enfin, la composition de l'eau y est souvent similaire avec une température qui avoisine les 16° C (Scher, 2005 ; Gallagher *et al.*, 2014), un pH légèrement basique et une conductivité de 0,86 ms/cm (Scher, 2005 ; Gledhill and Davies, 2008 ; Le Viol *et al.*, 2012 ; Scheffers and Paszkowski, 2013 ; Gallagher *et al.*, 2014 ; Pohl *et al.*, 2015).

Bien que ces points communs permettent d'envisager sérieusement une grande similarité entre les bassins autoroutiers et les bassins urbains, il est important de noter que d'autres caractéristiques auraient pu être comparées mais ne l'ont pas été, du fait de l'absence de données brutes ou de l'absence d'homogénéité dans les critères de définition de ces caractéristiques. Un bon exemple de cette hétérogénéité est celui de l'hydropériode. Il s'agit de la durée et période d'inondation, de la date ou période d'exondation, de la hauteur d'eau et également de la durée de la période de saturation du sol en eau, dite d'anoxie (Bonis, 2014). Les bassins sont parfois répartis en deux catégories ; temporaires ou permanents pour Le Viol *et al.* (2012) et Holzer (2014), saisonniers ou semi-permanents pour Brand et Snodgrass (2010). Cependant, la classification peut être plus nuancée et comprendre trois catégories reposant sur une observation annuelle des bassins. Scher (2005) propose de classer les bassins autoroutiers selon qu'ils sont toujours pleins (permanents), avec une partie plus profonde toujours en eau (semi-permanents), ou avec une phase d'assèchement total de plus d'un mois (temporaires). De même, Gallagher *et al.* (2014) définit ses trois catégories de bassins urbains en fonction du temps d'inondation, qui peut être qualifié de temporaire (<50 % du temps), saisonnier (50 % - 90 % du temps) ou quasi-permanent (>90 % du temps). Ainsi, à part montrer que les deux types de bassins, urbains et autoroutiers, peuvent avoir de grandes variations de niveau d'eau, allant de la permanence à l'assèchement, il est difficile de pousser plus loin la comparaison.



Concernant leurs caractéristiques abiotiques, si les bassins d'eaux pluviales autoroutiers et urbains semblent similaires, cela se confirme lorsque l'on considère la richesse en amphibiens de ces ouvrages. Pour les bassins autoroutiers, 13 espèces d'amphibiens ont été relevées (voir table 1, **annexe 1**), dont quatre d'entre elles sont évoquées dans deux études. Pour les bassins urbains, 37 espèces d'amphibiens ont été relevées (voir table 1, **annexe 1**), dont 11 que l'on retrouve dans trois à six études distinctes. Les espèces les plus représentées dans ces bassins sont le Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et la Grenouille verte d'Amérique (*Rana clamitans*) identifiées dans six études, de même que la Rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*) et la Grenouille des bois (*Rana sylvatica*) identifiées dans sept études. Ainsi, cinq espèces sont communes aux bassins autoroutiers et aux bassins urbains : la Grenouille rousse (*Rana temporaria*), le Crapaud commun (*Bufo bufo*), la Grenouille verte d'Amérique (*Rana clamitans*), le Triton crêté (*Triturus cristatus*) et le Triton ponctué (*Lissotriton vulgaris*). Néanmoins, bien que de nombreuses espèces colonisent les bassins d'eaux pluviales, ces ouvrages ne constituent pas nécessairement des habitats favorables pour ces dernières.

### **3. Pièges écologiques pour les amphibiens : quelles variables mobiliser ?**

Le concept de piège écologique a été décrit pour la première fois par Dwernychuk et Boag (1972), mais connaît un nouvel essor depuis une vingtaine d'années (Delibes et al., 2001 ; Donovan et Thompson, 2001 ; Kokko et Sutherland, 2001 ; Kristan, 2003 ; Battin, 2004) en lien, notamment, avec l'étude des dynamiques « *source-puits* ». Comme le souligne Battin (2004), « *dans leur forme la plus simple, les systèmes source-puits impliquent deux habitats, l'un de haute qualité (source) dans lequel le taux de croissance de la population est positif et l'autre de faible qualité (puits) dans lequel la croissance de la population est négative* » (voir aussi Pulliam, 1988). Compte tenu du principe selon lequel les organismes sélectionnent des habitats de haute qualité à partir des signaux environnementaux, un piège écologique se produit lorsque les indices environnementaux fournissent une représentation inexacte de l'aptitude d'un habitat à la reproduction et à la survie (Schlaepfer et al., 2002 ; Battin, 2004 ; Robertson et Hutto, 2006 ; Brand et Snodgrass, 2010 ; Demeyrier et al., 2016). Un piège écologique est donc, par définition, un habitat de mauvaise qualité mais que les organismes préfèrent à des habitats de qualité supérieure, autrement dit un « *puits attrayant* » (Battin, 2004, Demeyrier et al., 2016). Un bassin d'eaux pluviales pourrait être défini comme un piège écologique s'il entraîne une mortalité directe des individus ou si, en tant que site de reproduction, le succès de reproduction n'est pas suffisamment élevé pour soutenir une population stable ou en croissance

sans immigration (Battin, 2004 ; Demeyrier *et al.*, 2016). Ainsi, l'inclinaison des parois des bassins est citée dans la littérature comme une caractéristique déterminante pour qualifier les bassins d'eaux pluviales de pièges écologiques pour les amphibiens. Parris (2006) enregistre, sur la base d'un modèle prédictif, une diminution de plus de 40 % de la richesse spécifique mesurée dans les bassins d'eaux pluviales du fait de la présence de parois verticales. En effet, comme l'explique Jumeau (2017), ces parois verticales empêchent les individus de remonter sur la berge. Ces derniers meurent ainsi d'épuisement ou d'un manque de nourriture. Ce facteur semble être le seul à ne pas faire débat dans la littérature scientifique. Par conséquent, il s'agit ici de faire un état des lieux des différents facteurs abordés dans la littérature comme pouvant impacter (positivement ou négativement) la richesse en amphibiens des bassins d'eaux pluviales. Cet état de l'art s'appuie sur les **tableaux 1 et 2** présentés ci-dessous.

Tableau 1 : Facteurs identifiés dans la littérature scientifique comme ayant un effet positif sur la richesse en amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales

Facteurs à effet positif	Références
Connectivité écologique	Prunier <i>et al.</i> , 2014
Connectivité avec d'autres zones humides ou d'autres bassins	Gledhill <i>et al.</i> , 2008 ; Birx-Raybuck <i>et al.</i> , 2010 ; Chester and Robson, 2013 ; Hassall and Anderson, 2015 ; Jumeau, 2017
Connectivité avec les populations d'amphibiens environnantes	Hamer and McDonnell, 2008
Proximité avec un habitat terrestre	Semlitsch, 1998 ; Guerry and Hunter, 2002 ; Rubbo and Kiesecker, 2005 ; Trenham <i>et al.</i> , 2003 ; Van Buskirk, 2005 ; Babbitt <i>et al.</i> , 2006 ; Rittenhouse and Semlitsch, 2007 ; Gledhill <i>et al.</i> , 2008 ; Hamer and McDonnell, 2008 ; Le Viol <i>et al.</i> , 2009 et 2012 ; McCarthy and Lathrop, 2011 ; Chester and Robson, 2013 ; Holzer, 2014 ; Jumeau, 2017
Possibilité de dispersion et / ou possibilité de colonisation d'une nouvelle zone	Semlitsch and Bodie, 2003 ; Ouellet and Leheurteux, 2007 ; Hamer and McDonnell, 2008 ; McCarthy and Lathrop, 2011
Proximité avec un site de nutrition et/ou un site d'hivernage	deMaynadier and Hunter, 1995
Proximité avec une forêt humide	Baldwin <i>et al.</i> , 2006 ; Holzer, 2014 ; Jumeau, 2017
Pratiques de gestion adaptée	Chester and Robson, 2013
Variations adaptées de l'hydropériode	Hamer and McDonnell, 2008 ; Chester and Robson, 2013
Qualité de l'eau	Hamer and McDonnell, 2008 ; Jumeau, 2017
Faible niveau de nitrate	Holzer, 2014 ; Jumeau, 2017
Absence de poisson ou d'autres prédateurs	Beebee, 1996 ; Petranka <i>et al.</i> , 2004 ; Porej and Hetherington, 2005 ; Vasconcelos and Calhoun, 2006 ; Chester and Robson, 2013 ; Jumeau, 2017
Présence de végétation aquatique fournissant des refuges contre les prédateurs, des sites de ponte, de l'ombre et une production d'oxygène	Sredl and Collins, 1992 ; Hamer <i>et al.</i> , 2002 ; Egan and Paton, 2004 ; Pearl <i>et al.</i> , 2005 ; Skidds <i>et al.</i> , 2007 ; Hamer and McDonnell, 2008 ; Hamer and Organ, 2008 ; Hamer and Parris, 2011 ; Chester and Robson, 2013 ; Holzer, 2014 ; Jumeau, 2017

Tableau 2 : Facteurs identifiés dans la littérature scientifique comme ayant un effet négatif sur la richesse en amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales

Facteurs à effets négatifs	Références
Manque de connectivité	Ostergaard <i>et al.</i> , 2008 ; Birx-Raybuck <i>et al.</i> , 2010
Grandes variations dans l'hydropériode	Hamer and McDonnell, 2008 ; Brand and Snodgrass, 2010
Hydropériode longue ou permanente favorisant la présence de poissons	McCarthy and Lathrop, 2011
Saisonnalité	Stebbins and Cohen, 1995 ; Babbitt, 2005
Présence de poisson ou d'autres prédateurs	Sredl and Collins, 1992 ; Bishop <i>et al.</i> , 2000 ; Brand and Snodgrass, 2010 ; Jumeau, 2017
Pollution de l'eau affectant la survie et la reproduction	Phillips, 1990 ; Blaustein <i>et al.</i> , 1994 ; McCarthy and Lathrop, 2011 ; Jumeau, 2017
Toxicité des polluants	Campbell, 1994 ; Rouse <i>et al.</i> , 1999 ; Gillespie, 2001 ; Hatch and Blaustein, 2003 ; Houlahan and Findlay, 2003 ; Kats and Ferrer, 2003 ; Massal <i>et al.</i> , 2007 ; Otto <i>et al.</i> , 2007 ; Wik <i>et al.</i> , 2008 ; Jumeau, 2017
Hydrocarbures	Neff <i>et al.</i> , 2005 ; Jumeau, 2017
Haut niveau de nitrate	Snodgrass <i>et al.</i> , 2008 ; Jumeau, 2017
Conductivité et métaux lourds	Hatch and Blaustein, 2003 ; Le Viol <i>et al.</i> , 2012 ; Jumeau, 2017
Pesticides et herbicides	Beja and Alcazar, 2003 ; Le Viol <i>et al.</i> , 2012 ; Jumeau, 2017
Salinité	Marsalek and Marsalek, 1997 ; Bishop <i>et al.</i> , 2000 ; Marsalek, 2003 ; Karraker <i>et al.</i> , 2008 ; Snodgrass <i>et al.</i> , 2008 ; Denoel <i>et al.</i> , 2010 ; Gallagher <i>et al.</i> , 2014 ; Jumeau, 2017
Grande quantité de nutriments / eutrophisation	Paul and Meyer, 2001 ; Johnson <i>et al.</i> , 2007 ; Jumeau, 2017
Diminution de la quantité d'algues	Paul and Meyer, 2001 ; Jumeau, 2017
Proximité avec une zone urbaine	Hitchings and Beebee, 1997 ; Gagné and Fahrig, 2007 ; Hamer and McDonnell, 2008 ; Jumeau, 2017
Espèces ligneuses en bord de bassin (causant de l'ombre et une baisse de la température de l'eau)	Thurgate and Pechmann, 2007 ; Jumeau, 2017
Perturbations anthropiques	Rodríguez-Prieto and Fernández-Juricic, 2005
Lumière artificielle affectant les cycles de chants nuptiaux et les cycles de reproduction	Baker and Richardson, 2006 ; Jumeau, 2017
Pollution sonore affectant les chants nuptiaux	Sun and Narins, 2005 ; Bee and Swanson, 2007 ; Jumeau, 2017

Clevenot, 2020

### 3.1. L'importance de la matrice paysagère

Plusieurs articles rapportent que la richesse spécifique des bassins d'eaux pluviales dépend de l'environnement des bassins et peut donc varier d'un site à l'autre (**tableaux 1 et 2**). L'importance de la matrice du paysage pour les amphibiens est régulièrement examinée dans la littérature, dans un rayon allant de 500 à 1000 mètres autour des bassins (Semlitsch et Bodie, 2003 ; Simon *et al.*, 2009). La richesse spécifique des amphibiens est souvent corrélée à une

petite surface imperméable, à la proximité de zones boisées (Dodd et Cade, 1998 ; Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; McCarthy et Lathrop, 2011), et à la présence d'un couloir de dispersion dans le cas où le site de reproduction ne serait pas situé à proximité immédiate de ce type de milieu (Semlitsch et Bodie, 2003 ; Ouellet et Leheurteux, 2007 ; Hamer et McDonnell, 2008 ; McCarthy et Lathrop, 2011). Un habitat terrestre convenable fournit également de la nourriture et les sites d'hivernage nécessaires à la survie des amphibiens (deMaynadier et Hunter, 1995).

De nombreuses études soulignent également que la densité du couvert forestier a une influence modérée sur la présence d'amphibiens dans les bassins (Bishop *et al.*, 2000), mais cette influence varie selon les espèces (Simon *et al.*, 2009 ; Birx-Raybuck *et al.*, 2010 ; Le Viol *et al.*, 2012 ; Holzer, 2014). Les espèces sensibles comme la grenouille des bois (*R. sylvatica*) n'occupent que des bassins entourés d'une forte couverture forestière (Gallagher *et al.*, 2014), contrairement aux espèces plus tolérantes comme les crapauds (Scher et Thiéry, 2005 ; Simon *et al.*, 2009). Aussi, certains auteurs établissent un lien entre la diminution du couvert forestier dans le paysage environnant et la diminution de la richesse en espèces d'amphibiens identifiées dans les bassins (Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; Simon *et al.*, 2009).

À l'inverse, certains auteurs démontrent que la richesse spécifique, ainsi que la présence de certaines espèces, sont négativement corrélées à la couverture de surface bâtie imperméable (Scher et Thiéry, 2005 ; Simon *et al.*, 2009). La matrice agricole environnante est également identifiée comme ayant une influence négative sur la richesse en amphibiens dans ces bassins, en particulier lorsque l'agriculture intensive est pratiquée. Ce phénomène est expliqué par la libération d'engrais et de pesticides (Beja et Alcazar, 2003 ; Le Viol *et al.*, 2012), par la rupture de la connectivité entre les bassins et les habitats naturels qu'entraîne la présence de ces milieux agricoles (Trenham *et al.*, 2003 ; Parris, 2006). De fait, ces études montrent que si les bassins d'eaux pluviales peuvent abriter une grande variété d'espèces d'amphibiens, cette richesse spécifique peut varier en fonction de la présence d'habitats d'amphibiens plus ou moins appropriés dans leur environnement.

### 3.2. L'effet variable des polluants routiers et agricoles

La pollution de l'eau est l'un des facteurs les plus étudiés dans la relation entre les bassins d'eaux pluviales et les amphibiens (**tableau 2**). Un polluant tel que le sel de voirie peut avoir des effets sublétaux sur les amphibiens et, à terme, entraîner la mort (Bishop *et al.*, 2000 ; Sanzo et Hecnar, 2006 ; Karraker *et al.*, 2008 ; Snodgrass *et al.*, 2008 ; Collins et Russell, 2009). Cependant, certains auteurs soulignent que si le sel peut ralentir le développement des larves, il n'est pas un facteur déterminant permettant d'évaluer la viabilité des bassins d'eaux pluviales en tant que sites de reproduction viables des amphibiens (Scher et Thiéry, 2005 ; Brand *et al.*, 2010 ; Hassall et Anderson, 2015) puisque certaines espèces, comme le Crapaud vert, y sont résistantes (Jumeau, 2017).

Ainsi, la présence de niveaux modérés d'azote dans les bassins semble être un faible facteur de risque direct sur le développement des embryons et des larves d'amphibiens (Mayer *et al.*, 1996 ; Bishop *et al.*, 2000 ; Massal *et al.*, 2007). Snodgrass *et al.* (2008) soulignent que l'impact de la pollution dépend de la tolérance de chaque espèce aux différents types de polluants. Par exemple, les émissions de nitrate (NO<sub>3</sub>) provenant des voitures peuvent constituer un nutriment important pour la végétation aquatique (Camargo *et al.*, 2005 ; Holzer, 2014) qui sert de protection à ces espèces. À l'inverse, des niveaux élevés de nitrate peuvent avoir des effets néfastes sur les larves d'amphibiens en raison de sa toxicité ou de l'anoxie qu'il peut provoquer avec l'eutrophisation du milieu (Marco *et al.*, 1999 ; Hatch et Blaustein, 2003 ; Holzer, 2014). De fait, l'impact des niveaux de nitrate varie également positivement (Scheffers et Paszkowski, 2013) ou négativement (Houlahan et Findlay, 2003) selon les espèces considérées. Ainsi, les bassins d'eaux pluviales contenant des niveaux modérés de nitrate peuvent convenir à la reproduction et au développement de larves d'amphibiens, car ils contribuent au développement d'algues, de micro-organismes et de matériel en décomposition dont se nourrissent les larves d'amphibiens (Duguet *et al.*, 2003 ; Pohl *et al.*, 2015) ; les odeurs produites par la prolifération des algues attirant les individus en période de migration (Savage, 1961 ; Grubb, 1973 et 1975 ; McCarthy et Lathrop, 2011).

Les zones agricoles voisines peuvent également contribuer au développement d'algues dans les étangs par le ruissellement d'engrais riche en nitrates (Beja et Alcazar, 2003). Cependant, les nitrates peuvent également être nocifs lorsqu'ils sont présents en forte concentration, car une croissance excessive d'algues peut conduire à l'eutrophisation du milieu (Bishop *et al.*, 2000).

En conclusion, la présence de terres agricoles à proximité des bassins peut avoir un impact variable, selon les pratiques agricoles et la sensibilité des espèces présentes (Le Viol *et al.*, 2012).

### **3.3. La présence d'eau : une question de rythme**

Certaines études indiquent que l'hydropériode peut constituer un facteur important pour le développement des espèces présentes sur les sites étudiés (**tableaux 1 et 2**). L'hydropériode est définie comme la période d'inondation pendant laquelle le sol devient saturé en eau, entraînant une anoxie. Cette alternance d'inondation et de sécheresse au sein des bassins peut conduire à la coexistence d'espèces présentant un large éventail de tolérances et d'exigences écologiques (Bonis, 2014). La littérature a montré qu'une hydropériode trop courte peut être nocive pour les espèces à longue période de développement et qui sont incapables d'atteindre la métamorphose avant l'assèchement du bassin. Ces espèces meurent ainsi de déshydratation (Ostergaard *et al.*, 2008 ; Brand et Snodgrass, 2010 ; McCarthy et Lathrop, 2011). À l'inverse, une hydropériode trop longue (avec une durée d'immersion prolongée) est souvent associée à la présence de poisson, ce qui représente un risque important de prédation pour les communautés d'amphibiens présentes dans les bassins (Hamer et Parris, 2011). Néanmoins, une comparaison des deux tableaux montre une divergence d'opinions sur la question de la prédation. L'absence de poisson est considérée comme un facteur positif dans cinq études (Beebee, 1996 ; Petranka *et al.*, 2004 ; Porej et Hetherington, 2005 ; Vasconcelos et Calhoun, 2006 ; Chester et Robson, 2013) et comme un facteur négatif dans trois autres (Sredl et Collins, 1992 ; Bishop *et al.*, 2000 ; Brand et Snodgrass, 2010). La présence de poissons peut avoir des impacts négatifs directs et indirects sur les larves de grenouilles (Porej et Hetherington, 2005 ; Hamer et Parris, 2011) mais certaines espèces présentent une résistance à la prédation des poissons (Kats *et al.*, 1988 ; Gunzburger et Travis, 2005 ; McCarthy et Lathrop, 2011). Ainsi, Brand et Snodgrass (2010) recommandent une hydropériode saisonnière, naturelle ou artificielle, avec un drainage tardif (i.e. à la fin de l'été), pour accroître l'aptitude des bassins d'eaux pluviales à être des sites de reproduction d'amphibiens viables. De plus, cette pratique peut être adoptée pour l'entretien des routes et des bassins urbains des régions tempérées, où les contrastes pluviométriques saisonniers peuvent être importants.

D'autres facteurs sont mentionnés comme pouvant avoir un effet sur la présence d'amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales, mais ne semblent pas être concluants. C'est le cas pour l'âge

des bassins (par exemple, Birx-Raybuck *et al.*, 2010 ; Pohl *et al.*, 2015). Bien que Birx-Raybuck *et al.* (2010) aient identifié la présence d'amphibiens dans des bassins récents, certaines espèces peuvent être plus lentes à coloniser de nouvelles zones humides et sont donc susceptibles d'occuper des bassins plus anciens. La présence de végétation aquatique dans les bassins d'eaux pluviales est également mentionnée comme un facteur favorable au développement des amphibiens (**tableau 1**), sans pourtant être définie comme un facteur déterminant (Brand et Snodgrass, 2010 ; Hamer et Parris, 2011 ; Scheffers et Paszkowski, 2013). De même, la connectivité des bassins étudiés aux zones humides environnantes (**tableaux 1 et 2**) semble être également corrélée à la richesse et à l'abondance des espèces recensées dans ces ouvrages (Gledhill *et al.*, 2008 ; Birx-Raybuck *et al.*, 2010 ; McCarthy et Lathrop, 2011 ; Hassall et Anderson, 2015).

### **3.4. Des pratiques de gestion adaptables aux enjeux écologiques ?**

Certains auteurs énoncent, à la fin de leur publication, des recommandations d'adaptation des pratiques mises en œuvre sur et à proximité de ces ouvrages. Ces recommandations suggèrent que certains facteurs influençant la viabilité des bassins d'eaux pluviales en tant que sites de reproduction pour les amphibiens peuvent être modifiés pendant les opérations de maintenance des ouvrages, comme la présence de prédateurs, l'hydropériode ou l'accumulation de pollution (Snodgrass *et al.*, 2008 ; Birx-Raybuck *et al.*, 2010 ; Brand et Snodgrass, 2010 ; Hamer et Parris, 2011). Ainsi, plusieurs auteurs conseillent d'augmenter la connectivité entre les bassins et les habitats naturels à travers la gestion de la végétation, que ce soit pour connecter ces bassins à des habitats terrestres (Hamer et Parris, 2011 ; McCarthy et Lathrop, 2011), ou à d'autres habitats aquatiques (Gledhill *et al.*, 2008 ; Birx-Raybuck *et al.*, 2010 ; Chester et Robson, 2013 ; Hassall et Anderson, 2015). Certains évoquent même la possibilité de connecter les bassins d'eaux pluviales entre eux afin d'améliorer l'efficacité des couloirs de dispersion et de former un réseau écologique (Hamer et McDonnell, 2008 ; Le Viol *et al.*, 2009 ; Hamer et Parris, 2011). Bateman (2014) suggère ainsi que les bassins d'eaux pluviales soient gérés en groupes plutôt qu'individuellement, pour s'assurer que les besoins en habitat des différentes espèces soient respectés, tout en améliorant la richesse spécifique à l'échelle régionale.

Enfin, d'autres auteurs tels que Geai *et al.* (1997), Chang *et al.* (2011) ou Scheffers et Paszkowski (2013) recommandent la construction de berges en pente douce et végétalisées. Chang *et al.* (2011) précisent ainsi un degré maximal d'inclinaison pour chaque type de berges,

soit 45° pour les berges végétalisées, 60° pour les berges bétonnées et 30° pour les berges en argile. De plus, il est souligné, qu'en plus de faciliter l'entrée et la sortie des amphibiens, une structure recouverte de végétation offre un abri contre les prédateurs (Geai *et al.*, 1997 ; Scheffers et Paszkowski, 2013) et facilite l'accès pour l'entretien (Geai *et al.*, 1997).

#### **4. Les bassins d'eaux pluviales, des pièges écologiques ?**

Cette revue de la littérature démontre que la viabilité des bassins d'eaux pluviales en tant que sites de reproduction dépend en grande partie de leurs caractéristiques et de leur environnement, mais aussi de l'écologie des espèces colonisatrices. Alors que la pollution de l'eau semble être l'une des principales caractéristiques pour définir les bassins d'eaux pluviales comme pièges écologiques pour les amphibiens (Bishop *et al.*, 2000 ; Collins et Russell, 2009 ; Gallagher *et al.*, 2014), de nombreuses études montrent que son effet varie selon les espèces et les niveaux de pollution (McCarthy et Lathrop, 2011 ; Bateman, 2014), certains polluants ne menaçant pas directement le développement des embryons et des larves (Massal *et al.*, 2007). Nous pourrions donc conclure que les bassins d'eaux pluviales peuvent constituer des sites de reproduction supplémentaires ou alternatifs appropriés pour les espèces tolérantes aux polluants (Snodgrass *et al.*, 2008 ; Holzer, 2014 ; Pohl *et al.*, 2015). Un faible niveau de pollution de l'eau, comme un faible taux de nitrate, peut également être positif pour les amphibiens car il contribue au développement de micro-organismes, dont se nourrissent les larves. Cependant, des études complémentaires sont nécessaires pour établir quels niveaux de pollution peuvent être tolérés et par quelles espèces (voir Jumeau *et al.*, 2020).

De fait, pour plusieurs facteurs tels que les niveaux de pollution ou l'hydropériode, il semble difficile de faire des recommandations précises en raison de l'hétérogénéité des critères d'évaluation présentés dans les publications, ce qui limite les comparaisons. Les différentes catégories énoncées précédemment et reposant sur l'hydropériode, montrent une forte variation dans la typologie des bassins d'eaux pluviales (Scher et Thiéry, 2005 ; Brand et Snodgrass, 2010 ; Le Viol *et al.*, 2012 ; Gallagher *et al.*, 2014 ; Holzer, 2014) et semblent être un facteur déterminant pour évaluer la capacité des bassins d'eaux pluviales à fournir un habitat aquatique viable pour les amphibiens qui les colonisent. Néanmoins, le manque d'homogénéité au sein de cette classification hydropériodique rend difficile la comparaison des résultats publiés.



Concernant la matrice paysagère environnante, l'influence négative des zones d'agriculture intensive adjacentes sur la présence d'amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales est expliquée par les auteurs par une forte tendance de ces espèces à éviter ces zones (Joly *et al.*, 2001 ; Rothermel et Semlitsch, 2002 ; Joly, 2019), identifiées comme des obstacles à la dispersion. De plus, la présence de zones agricoles à proximité des bassins peut entraîner une forte concentration de pesticides dans l'eau, ce qui peut être mortel pour certaines espèces (Sparling *et al.*, 2001).

En revanche, l'influence positive de la présence d'autres zones humides « naturelles » à proximité des bassins d'eaux pluviales est expliquée par les auteurs par la nécessité, pour les différentes populations étudiées, de coloniser de nouveaux sites de reproduction afin de maintenir une métapopulation fonctionnelle (Scheffers et Paszkowski, 2013). Enfin, l'influence positive d'un environnement forestier peut s'expliquer par le fait que de nombreuses espèces utilisent les milieux forestiers comme sites d'hibernation. De fait, la proximité immédiate des bassins étudiés avec un environnement forestier réduit le coût de déplacement pendant les phases de migration saisonnière (Bonte *et al.*, 2012).

Il est important de noter que la plupart des données utilisées pour étudier l'influence de l'environnement des bassins d'eaux pluviales ont été récoltées dans un rayon de 500 mètres autour des ouvrages. Ce rayon est considéré comme la distance d'influence d'un environnement par rapport à un site aquatique (Simon *et al.*, 2009) et est justifié par le fait que les mouvements de migration de ce groupe d'espèces peuvent aller de plusieurs centaines de mètres à un kilomètre (Joly et Grolet, 1996 ; Denoel, 2005 ; Kovar *et al.*, 2009). Il est également important de souligner le faible nombre de publications et leur lieu d'étude restreint car la grande majorité des articles concerne des études menées sur des sites en Europe et en Amérique du Nord.

Les bassins d'eaux pluviales sont utilisés dans le monde entier sous diverses formes et contextes environnementaux qu'il est difficile d'énoncer précisément. En effet, la littérature scientifique ne fournit pas suffisamment d'informations sur les pratiques d'entretien et les caractéristiques environnementales entourant les bassins étudiés. Des études complémentaires sont donc nécessaires, y compris des études multifactorielles pour étudier l'influence de la combinaison des facteurs énumérés précédemment sur le développement des amphibiens. Il est également nécessaire de mener des études plus ciblées sur les différents types de bassins d'eaux pluviales dont les objectifs opérationnels et les modes de gestion peuvent varier. Il pourrait être pertinent

d'inclure un plus large éventail de facteurs dans l'analyse et de faire des études comparatives entre différents types de bassins. La difficulté de tirer des conclusions précises tient également au manque d'homogénéité des quelques publications concernant ce sujet, comme le montre l'exemple du terme « hydropériode ».

Il n'est donc pas possible, à la fin de cette revue, d'établir que les bassins d'eaux pluviales sont ou ne sont pas des pièges écologiques, dans la mesure où cela dépend de nombreux critères qui varient selon le type de bassins, leur conception, le climat et les différents modes d'occupation du sol à proximité de ces ouvrages. L'écologie des espèces qui les colonisent est également un facteur important. Cependant, il est intéressant de noter que plusieurs auteurs soulignent que les bassins d'eaux pluviales pourraient être des sites de reproduction bénéfiques pour les espèces d'amphibiens (Bishop *et al.*, 2000), en particulier dans des paysages fortement anthropisés où les habitats aquatiques sont de plus en plus rares (Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; Gallagher *et al.*, 2014). Si tel est le cas, ils pourraient apporter une contribution substantielle à l'amélioration de la biodiversité locale et même régionale (Gledhill *et al.*, 2008).

Néanmoins, il reste que de nombreux facteurs pouvant affecter la capacité des bassins d'eaux pluviales à fournir un habitat de qualité aux amphibiens n'ont pas été étudiés. Cette revue de la littérature scientifique pose la question de l'impact des pratiques d'entretien des bassins d'eaux pluviales dans leur capacité à fournir un site de reproduction viable pour les amphibiens qui les colonisent (Hamer et Parris, 2011 ; Gallagher *et al.*, 2014 ; Hassall et Anderson, 2015). Ainsi, on constate à la lecture des tableaux 2 et 3 de ce chapitre que les pratiques d'entretien des bassins ne sont étudiées que comme un facteur positif potentiel et sont absentes des facteurs négatifs (Chester et Robson, 2013s). Les différentes pratiques d'entretien comprennent le curage des bassins (c'est-à-dire le retrait des boues qui s'accumulent au fond des ouvrages) et le faucardage de la végétation (Hébrard-Labit, 2006 ; Le Viol *et al.*, 2009). Le curage peut avoir un impact mortel sur les populations d'amphibiens présentes dans les bassins si l'activité est réalisée pendant la saison de reproduction. Néanmoins, il peut également présenter des avantages. En effet, en enrayant l'accumulation des boues, le curage des bassins freine l'assèchement des bassins (Duguet *et al.*, 2003 ; Ruban *et al.*, 2003) et limite la prolifération d'espèces envahissantes. La gestion des bassins d'eaux pluviales implique également le contrôle de la végétation dans et autour des ouvrages. Bien que la végétation aquatique joue un rôle positif dans le frai et fournisse des refuges contre les prédateurs (Duguet *et al.*, 2003), un

développement excessif peut entraîner l'eutrophisation du milieu et des difficultés de circulation de l'eau (Hamer et Parris, 2011).

Il semble donc nécessaire de trouver un équilibre entre la gestion écologique et technique afin de soutenir le développement des populations d'amphibiens sans entraver la fonction première de ces bassins de gestion des eaux pluviales. Des études supplémentaires sont nécessaires pour reconsidérer leur gestion et identifier les meilleures pratiques pour réduire les facteurs négatifs et améliorer les facteurs positifs pour le développement des amphibiens dans ces bassins. De fait, cette revue de la littérature suggère une compatibilité possible entre une gestion purement technique et une gestion écologique des bassins d'eaux pluviales pouvant bénéficier aux amphibiens tout en conservant la fonctionnalité des ouvrages. De plus, cette revue souligne l'importance d'une bonne gestion de la végétation pour relier ces bassins à un habitat terrestre, nécessaire au cycle de vie des amphibiens. Enfin, il semble important de considérer la temporalité de cette gestion dans l'analyse de l'aptitude des bassins d'eaux pluviales à servir d'habitat aux amphibiens, que ce soit à court terme en raison d'une hydropériode variable, ou à long terme en raison de la nécessité de les curer régulièrement.

Par conséquent, l'objectif des deux prochains chapitres est d'évaluer la richesse spécifique de ces ouvrages de gestion des eaux pluviales et d'identifier les facteurs pouvant impacter le bon développement des populations d'amphibiens qui les colonisent, en s'interrogeant plus particulièrement sur une adéquation possible entre les pratiques de gestion actuellement mises en œuvre et la gestion de l'enjeu « amphibien » dans ces bassins.



## Chapitre 2 : Évaluer la richesse en amphibiens et identifier les facteurs d'impact

Étudier les fonctionnalités écologiques d'un milieu artificialisé comme les bassins autoroutiers, au regard d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, nécessite, dans un premier temps, de vérifier qu'il existe bien un enjeu écologique. Autrement dit, il s'agit d'examiner l'ampleur du phénomène étudié (ici la colonisation de ces ouvrages par les amphibiens) pour pouvoir, par la suite, déterminer l'impact qu'une gestion inadaptée pourrait avoir sur ces fonctionnalités. Dans les cas des bassins autoroutiers, ces ouvrages font actuellement l'objet de pratiques d'entretien répondant à un objectif opérationnel, soit maintenir la fonction de gestion qualitative et quantitative des eaux de chaussées propre à ces bassins. Modifier ces pratiques pourrait avoir une incidence sur cette fonction première des ouvrages, fonction qui répond à un impératif écologique réglementaire de préservation des milieux aquatiques. Évaluer la richesse en amphibiens dans ces bassins pourrait permettre d'identifier les bassins concernés par ce phénomène et qui pourraient nécessiter une adaptation des pratiques d'entretien, et, à l'inverse, ceux qui ne sont pas concernés.

Dans un deuxième temps, il est nécessaire de considérer ces pratiques d'entretien comme inhérentes au fonctionnement écologique de ces milieux. Il n'est pas question ici de recommander la cessation absolue du curage des bassins ou du faucardage de la végétation aquatique puisque ces pratiques répondent d'ores et déjà à un impératif écologique. Il s'agit donc de les considérer comme des perturbations d'origine anthropique. En effet, tout milieu, qu'il soit naturel ou artificiel, est caractérisé par un régime de perturbation variable en intensité et en fréquence (Sousa, 1984) c'est-à-dire des modifications dans le temps des communautés végétales et animales par extinction et colonisation de population sur un site en lien avec les modifications de l'environnement (Begon *et al.*, 1996 ; Bergès *et al.*, 2002). Sousa (1984) définit ainsi une perturbation écologique comme « *une mise à mort, un déplacement ou des dommages discrets et ponctuels d'un ou plusieurs individus (ou groupes d'individus) qui créent directement ou indirectement une opportunité pour de nouveaux individus (ou groupes d'individus) de s'établir* ».

Par conséquent, il s'agit ici d'établir un protocole de recherche permettant, à la fois, d'évaluer l'ampleur du phénomène de colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens, et de déterminer dans quelles mesures les pratiques d'entretien jouent un rôle dans l'attractivité de

ces ouvrages, en créant, par exemple, un milieu pionnier apprécié de certaines espèces (Duguet *et al.*, 2003). Dans un même temps, et dans l'idée de caractériser ces milieux comme des habitats favorables, ou au contraire comme des pièges écologiques, il s'agit de déterminer dans quelles mesures ces pratiques d'entretiens peuvent avoir un impact sur le développement des espèces qui colonisent ces bassins, en examinant notamment la concomitance entre les périodes de curage et les périodes de reproduction et de développement des larves de ces espèces.

## **1. Étude d'un milieu artificiel à vocation technique : la nécessité de repenser la classification des variables écologiques**

Le rôle des bassins d'eaux pluviales sur les populations d'amphibiens qui s'y développent a été étudié dans la littérature scientifique au regard de plusieurs variables écologiques, telles que la qualité de l'eau, les régimes d'hydropériode ou la typologie de la matrice paysagère adjacente, permettant de déterminer s'ils fournissent un habitat de qualité ou un piège écologique pour ces espèces. Cependant, cette approche écologique considère ces sites en dehors de toute gestion humaine ; or, les bassins autoroutiers sont avant tout des sites à vocation industrielle et sont soumis à une gestion opérationnelle et technique qu'il est nécessaire de prendre en compte. Ainsi, que ce soit par la diversité de leur structure (bétonnée, bâchée ou en terre) ou par les différentes pratiques d'entretien qui les caractérisent, les bassins autoroutiers sont des milieux particuliers pour lesquels il convient de repenser les variables permettant d'expliquer les fonctionnalités écologiques.

### **1.1. Définition du terrain d'étude au regard des variables explicatives**

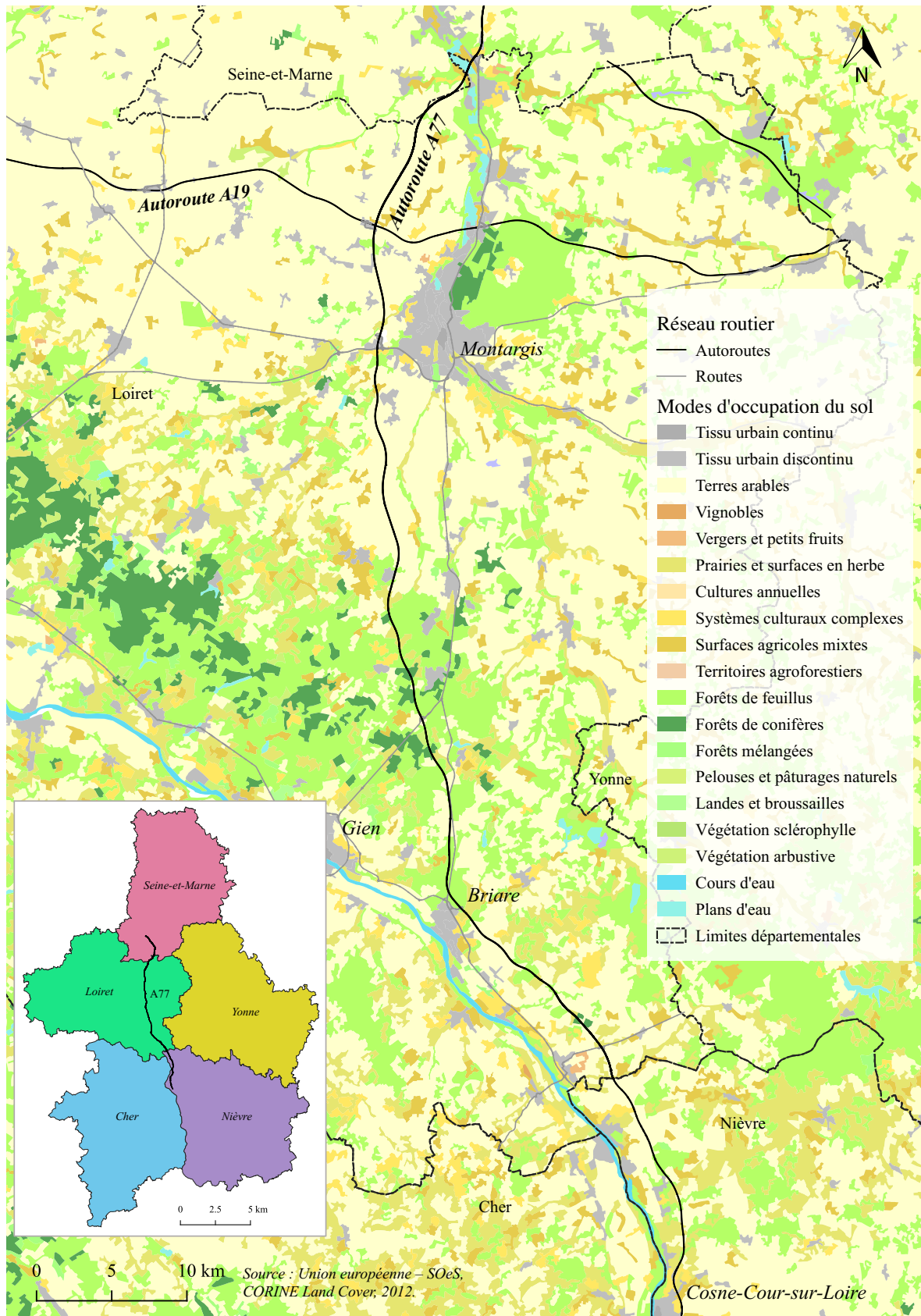
Le choix du terrain d'étude s'est fait en fonction de plusieurs variables mobilisées dans les études antérieures répertoriées dans le chapitre 1. Ainsi, il était nécessaire de trouver un tronçon autoroutier géré par l'entreprise APRR, partenaire financier de cette thèse, comportant au minimum 30 bassins d'eaux pluviales afin de limiter d'éventuels biais et d'avoir un minimum statistique. Il était également impératif que le tronçon étudié comporte des bassins dont la moitié avait été curée entre 2010 et 2016 afin de pouvoir les comparer avec un même nombre de bassins non-curés. Pour ce faire, l'ensemble des districts du réseau APRR a été contacté afin d'obtenir un tableau incluant l'ensemble des bassins dont chaque district a la responsabilité de gestion ainsi que le nombre de curages effectués sur chaque bassin depuis 2010. Sur 20 districts que compte le réseau APRR, seuls quatre ont répondu et envoyé le fichier

demandé : le district de la Brie (A5 Nord et A19), le district Centre Bourgogne (A6 Sud), le district Auvergne (A71 et A714) et le district du Loiret (A77). Les autoroutes A19 ou l'A5 n'ont pas été sélectionnées car elles comportent respectivement un et neuf bassins curés seulement. À l'inverse, l'ensemble des bassins de l'autoroute A6 a été curé entre deux et cinq fois entre 2010 et 2016. L'autoroute A6 n'a pas été retenue puisqu'elle ne comporte aucun bassin non-curé pouvant servir de comparatif. Il en va de même pour les autoroutes A71 et A714 du district Auvergne dont les 12 bassins ont été curés au moins une fois entre 2010 et 2016. Seule l'A77 comporte assez de bassins curés et non curés dont la comparaison peut être statistiquement pertinente, soit 53 au total avec en moyenne un bassin tous les deux kilomètres.

L'autoroute sélectionnée pour l'étude devait également traverser plusieurs types de matrices paysagères (agricoles, forestières, mixtes) afin d'en mesurer l'influence sur la richesse en amphibiens dans les bassins autoroutiers. Les variables paysagères sont des variables majeures dans la distribution des communautés d'amphibiens dans leur habitat de reproduction (Le Viol, 2009). Comme on peut le constater sur la **figure 4** ci-après, l'autoroute A77 traverse bien une multitude de paysages. Cette infrastructure, aussi appelée Autoroute de l'Arbre, a été construite dans les années 1990. Elle coupe l'est du département du Loiret du nord au sud sur environ 100 kilomètres. Depuis le Nord, l'autoroute traverse tout d'abord un paysage majoritairement agricole ponctué de petites zones boisées, passant ponctuellement à proximité de paysages urbains discontinus. L'autoroute traverse ensuite un paysage forestier dominé par des forêts de feuillus et termine, au Sud, par traverser un espace mixte alternant zones agricoles et espaces boisés. Cette autoroute tire son caractère particulier de la volonté du gestionnaire d'intégrer son infrastructure dans le paysage du territoire traversé.

L'autoroute est ainsi ponctuée d'une dizaine de passages dédiés à la grande faune et dont des installations photographiques ont permis de vérifier l'utilisation par la faune. L'autoroute est également jalonnée, tout au long de l'itinéraire, par la plantation de différentes espèces d'arbres *a priori* en phase avec les conditions écologiques locales, mises en valeur par l'Aire du Jardin des arbres.

Figure 4 : Carte des modes d'occupation du sol autour de l'autoroute l'A77 (Loiret)





L'autoroute A77 comporte 53 bassins d'eaux pluviales (81 en considérant séparément les deux bassins d'un même « bassin double ») et la sélection des bassins prospectés dans le cadre de cette étude s'est faite en fonction de variables explicatives. Chaque bassin est situé à une distance de 20 à 40 mètres de la chaussée bitumée. Tous sont entourés d'un grillage délimitant l'emprise au sol de l'infrastructure et empêchant toute intrusion animale (grande faune) et humaine. Cependant, tous les bassins ne se ressemblent pas.

Ainsi, sur le réseau autoroutier APRR, il existe différents types d'ouvrage : les fossés enherbés, les biefs de confinement et les bassins d'eaux pluviales. Les fossés enherbés (**figure 5, gauche**) sont installés dans des milieux qu'il est possible qualifier de pas ou peu sensibles, et qui ne nécessitent pas un réseau d'assainissement totalement étanche. Constitués uniquement de terre et de végétation herbacée qui les rendent *moyennement perméables*, ces fossés ont une fonction hydraulique d'évacuation des eaux et de réduction de débit de pointe, ainsi qu'une fonction épuratoire dont l'objectif est de piéger la pollution et de ralentir sa progression. Cette thèse ne s'intéresse pas à ces fossés car l'eau est y rapidement évacuée par infiltration ou par écoulement. Ce milieu est donc peu propice à la formation d'une zone humide suffisamment stable pour permettre une métamorphose complète des larves d'amphibiens. Les biefs de confinement (**figure 5, droite**), quant à eux, servent à protéger un cours d'eau dans un petit bassin versant.

Figure 5 : Fossé enherbé (g.) et bief de confinement (d.) autoroutiers



Source : APRR

Comme les fossés enherbés, ils ont une fonction hydraulique d'évacuation des eaux et de réduction de débit de pointe. Les biefs ont également une fonction épuratoire mais contrairement aux fossés enherbés, ils sont constitués de terre, de végétation et d'argile qui les

rendent *peu perméables* et sont équipés d'un by-pass<sup>5</sup> et d'une cloison siphon<sup>6</sup> qui permettent de retenir une pollution accidentelle avant qu'elle ne contamine le cours d'eau à proximité. Cette thèse ne s'intéresse pas non plus aux biefs de confinement pour étudier les amphibiens car, excepté en cas de pollution accidentelle, l'eau présente dans la canalisation est en libre écoulement. Or, les amphibiens vont préférer une zone d'eau calme voire stagnante afin d'éviter que les œufs ne dérivent pas.

Les bassins d'eaux pluviales sont donc les ouvrages autoroutiers les plus à même d'être colonisés par les amphibiens, mais, là encore, il en existe de plusieurs types. Les bassins d'infiltration (**figure 6, gauche**) sont installés lorsqu'il n'existe aucun exutoire naturel à proximité et que le sous-sol se prête à l'infiltration. Ces bassins stockent provisoirement les eaux de ruissellement qui pénètrent dans le sol par gravité. On y observe un dépôt des particules les plus grosses en surface et des particules fines en profondeur (environ 30 cm) ainsi qu'une colonisation des berges par une végétation herbacée. L'accumulation des particules en fond de bassin contribue à son colmatage progressif. Elle altère peu à peu la capacité d'infiltration de l'eau mais favorise également la rétention des polluants en augmentant l'efficacité de la filtration.

Les bassins de filtration (ou sablons ; **figure 6, droite**) sont installés lorsqu'il n'y a pas d'exutoire superficiel et que le sous-sol n'est pas assez perméable.

---

Figure 6 : Bassin d'infiltration (gauche) et de filtration (droite)



Source : APRR

---

<sup>5</sup> Un by-pass est installé à l'entrée du bassin. Il permet une dérivation lors d'un trop plein du bassin. En cas de pollutions accidentelles, la fermeture du by-pass vers le milieu naturel permet le stockage des pollutions dans le bassin.

<sup>6</sup> Une cloison siphon est une paroi verticale permettant de retenir les polluants et les graisses.

Ces bassins stockent provisoirement les eaux de ruissellement qui pénètrent dans une couche de sable filtrante. Comme pour les bassins d'infiltration on y observe un dépôt de particules granoclassées par le sable, selon un ordre inverse d'une sédimentation habituelle dans l'eau, les plus grosses en surface et les particules fines au fond (une profondeur de 30 cm en moyenne). Après filtration, l'eau est rejetée dans le milieu naturel par un drain situé sous la couche de sable.

Les bassins de confinement (**figure 7, droite**) servent à protéger un milieu *très sensible*, soit la plupart du temps un site de captage d'eau potable et sont donc construits avec une étanchéité totale. Ils ont une fonction épuratoire, et la présence d'un by-pass à l'entrée et d'une vanne de confinement à l'exutoire permettent de piéger les pollutions accidentelles dans le bassin. Les bassins de confinement traitent également la pollution chronique. À l'exutoire, une cloison siphonide bloque les graisses et les liquides, et un dégrilleur bloque les éléments les plus grossiers et des matières en suspension. Enfin, les bassins de traitement (**figure 7, gauche**) servent à protéger des milieux *de sensibilité moyenne* tels que des cours d'eaux. Ils ont également une fonction épuratoire.

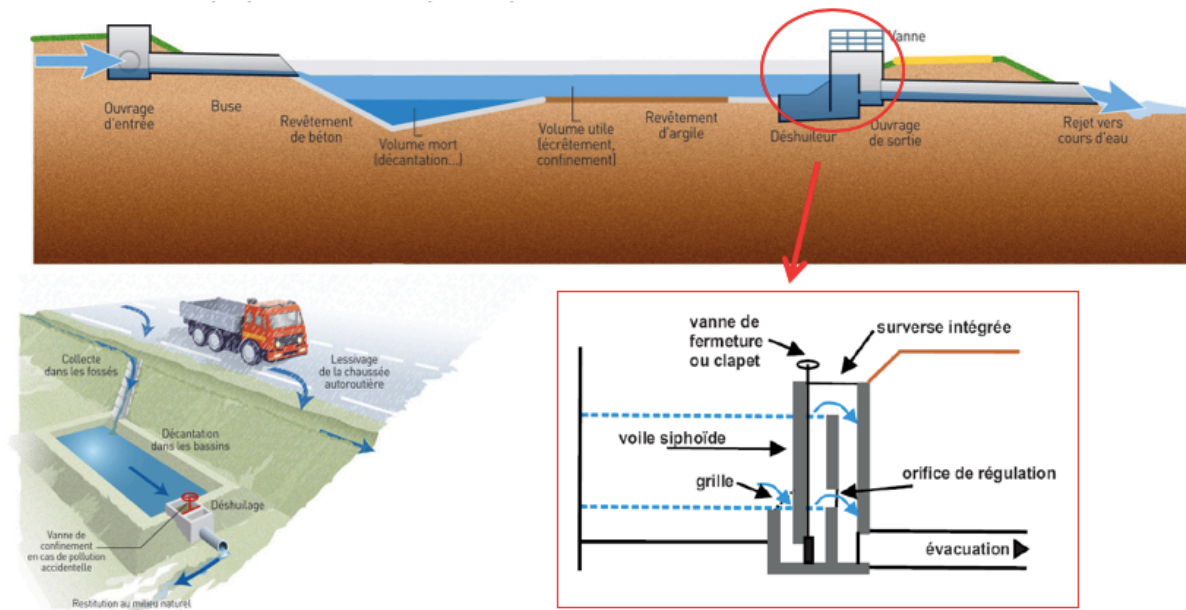
Figure 7: Bassin de traitement (gauche) et de confinement (droite)



Source : APRR

Leur conception permet la décantation des matériaux en suspension, les métaux lourds, et les hydrocarbures adsorbés. Là aussi, une cloison siphonide bloque les graisses et les liquides et un dégrilleur confine les éléments les plus grossiers (**figure 8**).

Figure 8: Fonctionnement d'un bassin autoroutier.



Source : APRR

On peut également distinguer les bassins autoroutiers en fonction de leur caractère simple ou double. Les bassins simples (**figure 9 - gauche**) sont la plupart du temps des bassins de traitement ou de confinement, en béton. Il peut cependant arriver, dans un milieu de faible sensibilité, en raison de faibles risques de pollution du milieu local (par exemple là où la roche en place est imperméable), qu'un bassin d'infiltration unique soit installé. Les bassins doubles (**figure 9 - droite**) correspondent à un premier bassin de traitement ou de confinement en béton suivi d'un autre bassin dit d'infiltration, en sable ou en terre. L'installation d'un bassin double peut s'expliquer par la nécessité de prévenir une pollution accidentelle nécessitant un confinement dans une zone présentant un sous-sol perméable, favorable à l'infiltration.

Les bassins de filtration ou d'infiltration ne sont pas conçus pour retenir une grande quantité d'eau mais pour permettre une évacuation rapide par infiltration. D'un point de vue théorique, leur hydropériode courte n'en fait pas des sites de reproduction propice à la formation d'une zone humide suffisamment stable pour permettre une métamorphose complète des larves. Cependant, il arrive quand même que ces bassins présentent une lame d'eau suffisamment constante pour constituer un site de ponte temporaire, parfois mortel en cas d'assèchement brusque. En effet, l'assèchement d'un bassin pendant la période de développement des larves peut entraîner une dessiccation létale de ses larves et, par conséquent, un échec de la reproduction.

Figure 9 : Bassin simple (gauche) et bassin double (droite)



Image de gauche : un bassin simple de confinement en béton

Image de droite : un bassin double constitué d'un bassin de confinement en béton (gauche) et un bassin d'infiltration en terre (droite)

Source : IGN – Photographies aériennes

Dans le cas de bassins doubles, les bassins de filtration ou d'infiltration peuvent ainsi représenter un site de reproduction secondaire, de repli, en cas de perturbation, par exemple dans le cas d'une pollution accidentelle importante du premier bassin. De plus, certaines espèces pionnières favorisent une ponte dans un complexe de sites plus ou moins proches les uns des autres afin d'augmenter les chances de métamorphose (Duguet *et al.*, 2003). Ainsi, lors de la sélection des bassins, j'ai choisi d'étudier les deux catégories (unique et double) afin de comparer leur richesse spécifique. J'ai ainsi fait l'hypothèse que les bassins doubles représentaient des sites plus attractifs que les bassins uniques en raison de la présence d'une zone humide secondaire qui peut être utilisée comme refuge en cas de perturbation. Pour les bassins uniques, seuls les bassins de confinement et de traitement ont été retenus en raison de leur faible risque d'assèchement total.

## 1.2. Différentes pratiques de gestion des bassins

Les bassins autoroutiers nécessitent un entretien régulier afin de permettre le bon écoulement de l'eau, pour en conserver l'étanchéité de l'ouvrage ou pour en dégager l'accès en cas d'intervention. Il est ainsi nécessaire que la végétation autour du bassin soit régulièrement fauchée afin que les techniciens ou des machines puissent y accéder facilement. La fauche de la végétation peut avoir un impact sur la reproduction des amphibiens si elle est effectuée au

début de la période de ponte. Elle peut avoir un impact sonore dû aux bruits produits par la machine car ce bruit important peut couvrir le chant des mâles anoues appelant les femelles. Elle peut également entraîner une mortalité directe des individus au moment de leurs déplacements entre le bassin et un milieu terrestre à proximité. Cependant, ce type d'entretien des bassins autoroutiers n'a pas été intégré aux facteurs de sélections des bassins à étudier car elle ne nécessite pas d'aménagements contraignants pour le gestionnaire, si ce n'est d'éviter de faucher pendant la période de ponte des espèces préalablement identifiées sur site. De plus, ce type d'entretien n'entraîne pas d'impacts à long terme sur le milieu de reproduction en lui-même.

À l'intérieur même du bassin, il est nécessaire de supprimer la végétation à racine perforante afin qu'elle n'abîme pas le revêtement, et de retirer les déchets flottants pouvant obturer le libre écoulement des eaux au niveau des dégrilleurs. Il est également nécessaire de vérifier assidûment les joints et de réparer, si besoin, les éventuels percements et fissurations. Ces différents types d'entretien des bassins n'ont aucun impact, que ce soit à court ou long terme, sur les individus ou sur le site de reproduction. Ils n'ont pas été intégrés aux facteurs de sélection des bassins à étudier. Au contraire, le curage des bassins peut avoir beaucoup plus d'impacts sur le milieu de reproduction des amphibiens. Il s'agit d'une technique utilisée pour enlever les sédiments qui se sont accumulés par décantation au fond d'un bassin. Ce type d'entretien, par intervention d'un ouvrage technique, est effectué lorsque le bon fonctionnement du bassin est menacé (e.g. problème d'étanchéité) ou lorsqu'une pollution accidentelle entraîne la présence soudaine d'une grande quantité de polluants à l'intérieure du bassin. Si aucune des deux situations ne se présente, les bassins sont curés tous les 5 à 10 ans.

Utilisant des tractopelles pour racler le fond des ouvrages, le curage des bassins peut ainsi être considéré comme une perturbation d'origine anthropique du milieu de reproduction puisqu'il entraîne dans la plupart des cas une mise à nu totale du bassin, c'est à dire un assèchement total artificiel ainsi que l'enlèvement de la végétation et des boues présentes en fond de bassin. Pour cette étude, j'ai choisi de comparer des bassins ayant été curés à des dates différentes afin d'étudier la résilience de ces milieux humides artificiels à une perturbation anthropique. Une comparaison de la richesse spécifique en amphibien de ces bassins permettra de vérifier si le curage des bassins correspond à une perturbation négative entraînant une modification irréversible de la dynamique écologique du site ou à une perturbation positive permettant la création d'une mosaïque d'habitats favorables, au moins temporaire mais régulière, à une grande richesse spécifique.

## 2. La sélection des bassins étudiés

Pour des questions pratiques liées au temps qu'il était possible d'accorder au terrain et aux financements disponibles, seuls 30 bassins, sur les 53 que compte l'A77, pouvaient être étudiés. Il était donc nécessaire de procéder à une sélection qui soit à la fois représentative de l'ensemble des ouvrages répertoriés et qui permette de répondre aux différentes questions de recherche.

### 2.1. Constitution d'une base de données sur les pratiques d'entretien et les types de bassins présents sur le réseau APRR

La sélection des bassins qui furent prospectés durant l'étude s'est tout d'abord faite en fonction du nombre de curages effectués par bassin et de la date du dernier curage. Cette première sélection fut faite à l'aide d'une base de données (**tableau 3**), constituée en collaboration avec des techniciens du pôle « viabilité » du district APRR du Loiret. Dans la première colonne, les bassins autoroutiers sont nommés tels qu'ils sont désignés au sein de l'entreprise autoroutière, soit de la manière suivante :

**Nom de l'autoroute - Sens - Référence kilométrique**  
(exemple : Bassin A77-2-31.980)

Tableau 3 : Extrait de la base de données renseignant les dates de curage pour chaque bassin de l'A77

N° Bassin	Dénomination	curage réalisé							Nb de Curage	Date du dernier curage
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		
A77-2-17.020	Infiltration								0	Jamais
A77-2-26.770	Confinement					1		1	2	2016
A77-2-30.120	Confinement			1					1	2012
A77-2-38.600	Confinement								0	Jamais
A77-2-41.250	Confinement		1						1	2011
A77-2-46.770	Confinement					1			1	2014
A77-2-46.770b	Traitement								0	Jamais
A77-2-53.325	Confinement						1		1	2015

*Clevenot, 2020*

Les colonnes suivantes renseignent sur le rôle de chaque bassin (traitement, confinement etc.), sur la nature et la sensibilité du milieu qu'il protège ainsi que sur la récurrence des phases de curage dont chaque bassin a fait l'objet entre 2010 et 2016. Les dates de curage ont été répertoriées à l'aide de bons de commandes effectués à l'intention des entreprises spécialisées,

du journal de chantier et de "fiches bassins" permettant un suivi pluriannuel de chaque ouvrage. Pour finir, les dernières colonnes renseignent sur la présence potentielle d'amphibiens et sur l'hydropériode de chaque bassin. Ces dernières indications ont été fournies à titre indicatif par les techniciens en charge de la maintenance des bassins. Ainsi, les bassins désignés comme « secs » au cours de la période de reproduction ont été considérés comme n'étant pas des sites de reproduction viables et n'ont pas été retenus pour l'étude. Les bassins de l'A77 ont donc été classés en 3 catégories de gestion :

- Les bassins n'ayant jamais été curés ;
- Les bassins ayant été curés pour la dernière fois entre 2010 et 2014 ;
- Les bassins ayant été curés pour la dernière fois en 2015 ou 2016.

Aucun bassin de l'A77 n'a été curé en 2017.

Le choix de ces 3 catégories s'est fait en fonction de la dynamique de recolonisation des mares par la végétation aquatique. Les amphibiens peuvent avoir des exigences différentes en matière de présence de végétation aquatique dans les sites de reproduction. Si certaines espèces nécessitent la présence d'hélophytes pour y accrocher leurs œufs ou se protéger des prédateurs, d'autres préféreront les plans d'eau ouverts et bien exposés au rayonnement solaire. Le curage d'un bassin entraîne, dans la plupart des cas, une élimination totale de la végétation installée dans le bassin. La dynamique de recolonisation des plans d'eau par la végétation peut être rapide et se faire en seulement quelques années (Ouertli et Frossard, 2013).

## **2.2. Visites prospectives et analyses cartographiques de l'environnement des bassins**

Dans la synthèse bibliographique, plusieurs auteurs démontrent une relation positive entre la richesse spécifique d'un bassin en amphibiens et sa proximité avec un environnement forestier, la plupart des amphibiens effectuant une partie de leur cycle de vie adulte (phase d'hivernation) dans un environnement terrestre boisé. Dans un même temps, Joly *et al.* (2001) ainsi que Rothermel et Semlistch (2001) démontrent une influence négative d'un environnement d'agriculture intensive autour du bassin sur sa richesse spécifique en amphibiens. De plus, les amphibiens peuvent être classés en différents cortèges taxonomiques correspondant à un « *groupe d'espèces dont la présence simultanée dans un milieu ou un secteur donné, est caractéristique* » (Duguet *et al.*, 2003). Chaque cortège d'amphibiens est caractérisé par un type de milieu de reproduction et un type de sites d'hivernage spécifiques favorables à une certaine catégorie d'amphibiens. Ces cortèges sont donc une première indication de la capacité du bassin



étudié à accueillir un certain nombre et un certain type d'espèces. Cependant, Duguet *et al.* (2003) précisent que « *les espèces ne sont généralement pas exclusives et peuvent se retrouver dans différents cortèges. De même, sur un site donné, toutes les espèces du cortège ne sont pas nécessairement présentes* ». Ainsi on distingue cinq types de cortèges d'amphibiens : les cortèges pionniers, les cortèges de milieux évolués, les cortèges anthropiques, les cortèges d'altitude et les cortège rupestres et cavicoles (Duguet *et al.*, 2003). Au vu de la zone d'étude choisie pour cette thèse, l'hypothèse peut être faite que seuls les trois premiers cortèges peuvent être identifiés dans les bassins étudiés : pionniers, de milieux évolués et anthropiques. Ainsi, afin de vérifier la capacité des bassins autoroutiers à accueillir un large panel d'amphibiens, la structure du paysage a été étudiée dans un rayon de 500 mètres autour des bassins. La distance moyenne de déplacement des amphibiens entre leur site d'hivernation et le site de reproduction étant évaluée à environ 500 mètres dans la littérature scientifique spécialisée (Gallagher *et al.*, 2014 ; Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; McCarthy et Lathrop, 2011 ; Snodgrass *et al.*, 2008 ; Parris, 2006 ; Brand et Snodgrass, 2010 ; Holtmann *et al.*, 2017) mais elle peut toutefois varier d'une espèce à l'autre. Ont ainsi été étudiées :

- La proportion de chaque milieu terrestre pouvant correspondre à des sites d'hivernage ou d'estivage (bois de feuillus, prairies, gravières) ;
- La proportion de zones humides pouvant correspondre à des sites de reproduction alternatifs ;
- La proportion de zones isolantes telles que les zones de cultures intensives ou les zones urbaines.

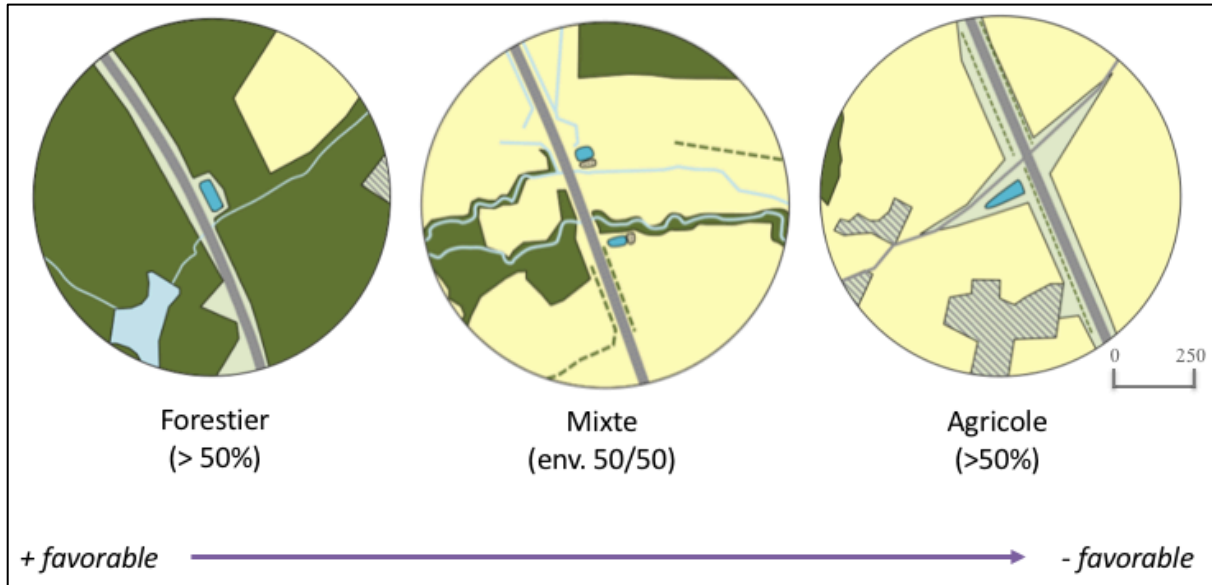
L'autoroute est considérée comme une barrière à la migration. C'est également une barrière sonore pouvant couvrir le chant des mâles en début de période de reproduction mais également une barrière physique du fait du grand risque de mortalité directe. La prise en compte de l'environnement des bassins n'a donc pas été étudiée au-delà de l'autoroute, à l'exception des bassins interconnectés via un passage à faune ou une buse.

Afin de pouvoir établir une analyse statistique de l'effet de l'environnement des bassins sur leur colonisation par les amphibiens, les ouvrages de l'A77 ont là encore été classés en trois catégories :

- Les bassins forestiers : entourés à plus de 50 % par une matrice forestière ;
- Les bassins agricoles : entourés à plus de 50 % par une matrice d'agriculture intensive ;
- Les bassins mixtes : entourés par un environnement à la fois forestier et agricole (à plus ou moins 50/50).

Au sein de ces bassins mixtes, certains sont connectés à une petite parcelle forestière (connectivité directe, haie, prairie ouverte), d'autres présentent une parcelle forestière dans un rayon de 500 m mais sans connectivité structurelle paysagère établie (**figure 10**).

Figure 10 : Sélection des bassins en fonction du mode d'occupation du sol dans un rayon de 500 mètres



Clevenot, 2020

Élaboré à partir d'une photographie satellite (Géoportail) et travaillé sur Adobe Illustrator

### 2.3. Une sélection qui s'appuie sur un calcul de représentativité

Afin de rester dans le budget imparti à cette étude, le nombre de bassins a été limité à 30. Les 30 bassins ont été sélectionnés afin d'être représentatifs de l'ensemble du tronçon étudié. L'autoroute A77 comporte 53 bassins. L'échantillon de 30 bassins correspond ainsi à 56,5 % du nombre total de bassins présents sur l'A77 (**figure 11**).

Pour chaque catégorie, je me suis appliquée à sélectionner le nombre de bassins équivalant à environ 56,5 % du total en m'appuyant sur le calcul de représentativité (R) défini tel que :

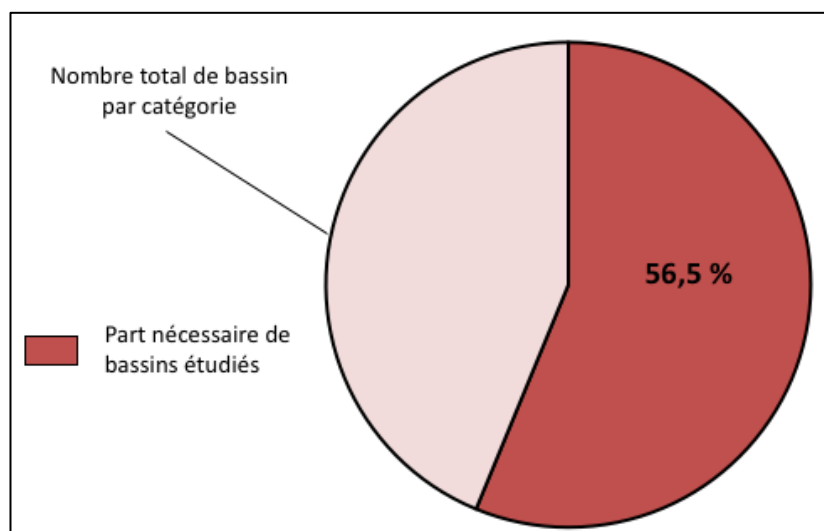
$$R = \left( \frac{NT * 56,5}{100} \right) - NE$$

NE = Nombre de bassins étudiés

NT = Nombre total de bassin

Pour que chaque catégorie soit correctement représentée, l'écart de représentativité, c'est-à-dire l'écart à 56,5 % doit être compris entre -1 et 1. Un écart de représentativité inférieur à -1 indique une catégorie surreprésentée. Un écart de représentativité supérieur à 1 indique une catégorie sous-représentée.

Figure 11 : Part représentative des bassins étudiés par catégorie



*Clevenot, 2020*

Les tableaux en **annexe 2** résument ces calculs en indiquant pour chaque facteur, les catégories, le nombre de bassins étudiés, le nombre total de bassin dans chaque catégorie et l'indice de représentativité. Ces tableaux présentent ainsi la sélection de bassins la plus représentative possible de l'ensemble des bassins présents sur l'A77. Les bassins ayant été curés 3 fois entre 2010 et 2016 n'ont pas été représentés car les deux bassins existants sont caractérisés par un revêtement en géomembrane (bâche), qui peut s'avérer glissant, rendant difficile voire impossible la remontée des amphibiens sur la berge. Aucun des 53 bassins de l'autoroute présentant un revêtement en géomembrane n'a été sélectionné comme site d'étude puisqu'ils représentent un piège écologique potentiel pour les amphibiens.

### 3. Organisation de la phase de terrain

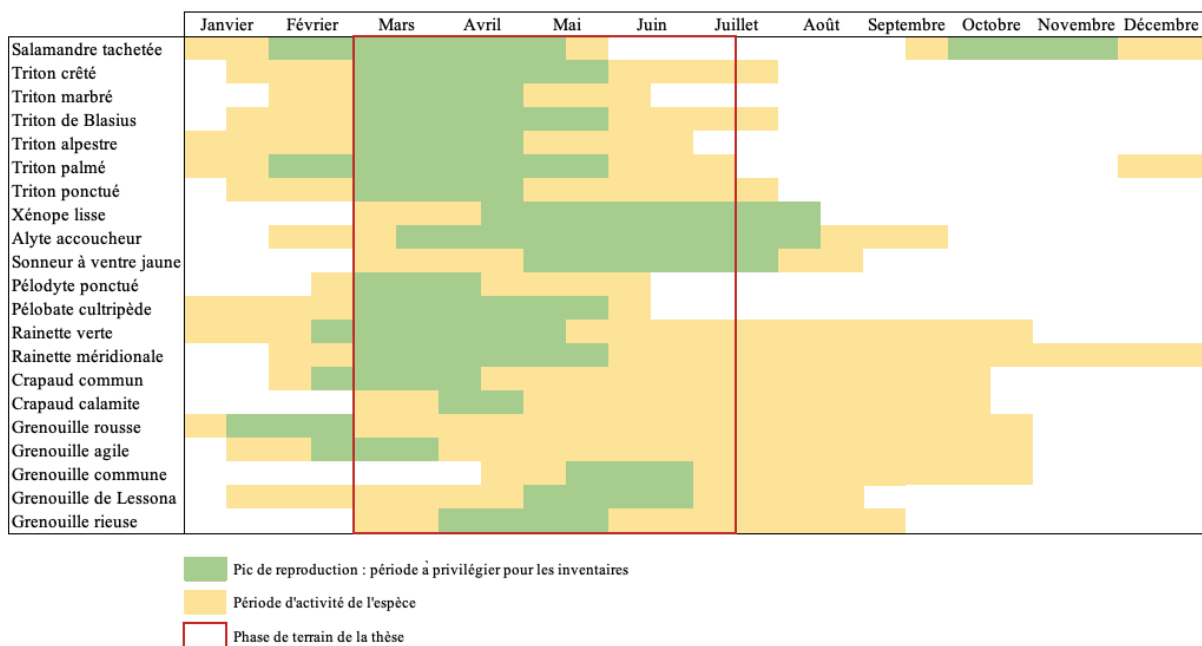
Au cours du terrain de recherche, plusieurs protocoles simultanés ont été appliqués : des prélèvements d'eau, un recensement des pontes et des larves présentes dans les bassins ainsi qu'une analyse de la matrice paysagère adjacente. Ces protocoles sont détaillés ici.

### 3.1. Choix des dates de terrain

La phase de terrain s'est déroulée entre mars et juillet 2018, soit au cours de la période de reproduction des amphibiens en région Centre Val-de-Loire (**figure 12**). Cette phase de terrain comprend au total 4 semaines :

- Du 19 au 23 mars 2018, soit en début de saison ;
- Du 22 mai au 1<sup>er</sup> juin 2018, soit en milieu de saison ;
- Du 2 au 6 juillet, soit en fin de saison.

Figure 12 : Phénologie des amphibiens en région Centre Val-de-Loire



Clevenot, 2020 ; d'après Duguet et al., 2003 et Le Nevé, 2017

Les 4 sessions ont ainsi été réparties dans l'objectif de contacter l'ensemble des cortèges taxonomiques, les espèces précoces telles que la Grenouille Rousse (*Rana temporaria*), les espèces intermédiaires telles que la Rainette verte (*Hyla arborea*) et les espèces tardives tel que le groupe des grenouilles vertes (*Pelophylax sp.*) (Duguet et al., 2003).

### 3.2. Organisation des semaines de terrain

L'organisation des semaines de terrain a été fixée en fonction de la faisabilité des deux protocoles et de l'accessibilité des bassins (**annexe 3**).

Un protocole basé sur l'ADN environnemental (ADNe) a été utilisé au cours des sessions de mars et mai 2018 afin de contacter l'ensemble des adultes reproducteurs présents dans les bassins au cours de la saison de ponte. Le protocole d'identification à vue et à l'écoute de chants a été appliqué pendant les sessions de mai et juillet 2018. Les résultats du protocole ADNe appliqué en mars ont été comparés avec l'identification des larves et des juvéniles afin d'identifier les espèces ayant réussi leur reproduction. Nous verrons cependant dans le chapitre 6 que ce protocole d'identification à vue et à l'écoute ne fut pas suffisant pour conclure qu'un bassin pouvait jouer le rôle de site de reproduction.

Chaque semaine de terrain a été divisée entre les bassins accessibles depuis l'extérieur de l'autoroute et ceux accessibles uniquement depuis l'autoroute. En effet, l'accès depuis l'autoroute nécessite un arrêt sur la bande d'arrêt d'urgence et donc un véhicule de la société autoroutière ainsi qu'un accompagnement par un agent viabilité ou un patrouilleur. L'accès depuis l'extérieur ne nécessite lui qu'une clé d'accès qui m'a été fournie par la société autoroutière. Les visites de bassins ont donc été groupées en fonction de ce critère d'accès afin de solliciter le moins possible les agents autoroutiers.

#### **4. Protocoles d'échantillonnage**

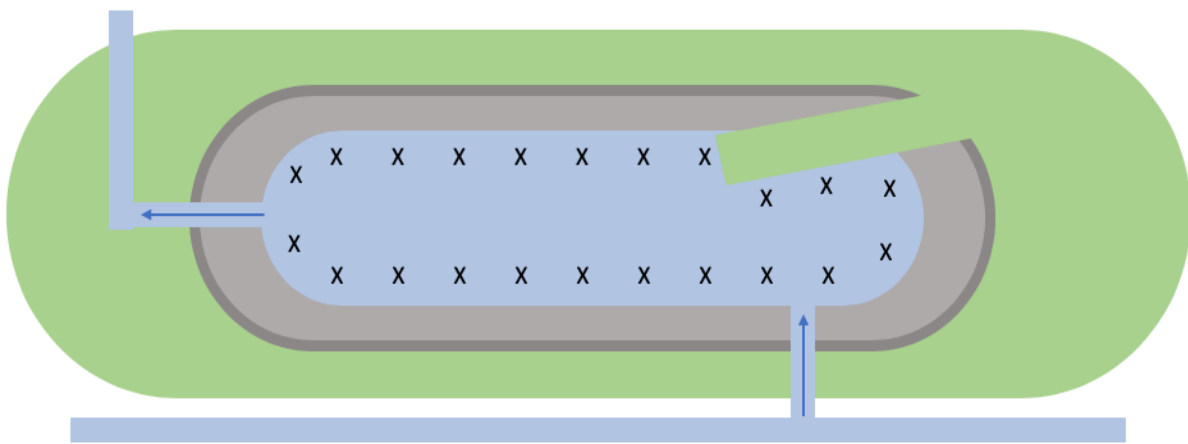
Les protocoles d'échantillonnages mis en place sur les bassins de l'A77 ont été élaborés afin d'identifier, dans un laps de temps réduit et avec la plus grande efficacité possible, les espèces ayant colonisé les ouvrages au cours de la période de reproduction 2018. Ces protocoles ont été réalisés avec l'aide de huit étudiants volontaires, en cours de formation au sein de la licence de géographie et aménagement de l'université Paris 1.

##### **4.1. L'ADN environnemental (ADNe)**

Afin d'identifier toutes les espèces présentes ou ayant été présentes durant la période de reproduction, j'ai appliqué, dans les 30 bassins sélectionnés, un protocole basé sur l'ADN environnemental (ADNe) développé par le laboratoire SPYGEN en partenariat avec le Laboratoire d'Écologie Alpine de Grenoble (LECA). L'ADNe est défini comme étant l'ADN pouvant être extrait d'échantillons environnementaux tels que le sol, l'eau ou l'air, sans avoir besoin d'isoler au préalable des individus cibles. Plus précisément, la méthode ADNe « metabarcoding » (Valentini *et al.*, 2016) permet d'évaluer la biodiversité d'un milieu en

s'intéressant à un ou plusieurs groupes taxonomiques (Taberlet *et al.*, 2012). Cette méthode permet ainsi la détection de la présence actuelle ou très récente de plusieurs espèces dans le milieu échantillonné. Elle permet ainsi leur détection jusqu'à 15 jours environ après leur passage, la durée exacte étant dépendante, entre autres, de l'environnement, de l'exposition aux rayons UV, de l'acidité et de la température de l'eau. (Dejean *et al.*, 2011, Thomsen *et al.*, 2012a et b). Contrairement à des méthodes de détection à vue et à l'écoute, cette méthode permet de déterminer la présence d'espèces difficilement détectable, comme les espèces nocturnes par exemple. Elle permet également d'éviter les erreurs d'identification à vue et limite l'effet de dérangement que peut engendrer un protocole de capture – marquage – recapture (CMR). Néanmoins, contrairement aux méthodes plus classiques tels que les protocoles CMR, elle ne permet pas de quantifier l'abondance des espèces recensées. Le protocole d'échantillonnage basé sur l'ADNe appliqué aux milieux stagnants - ici les bassins autoroutiers - consistait à effectuer 20 prélèvements d'eau de 100mL avec une louche stérile autour du site étudié (**figure 13**).

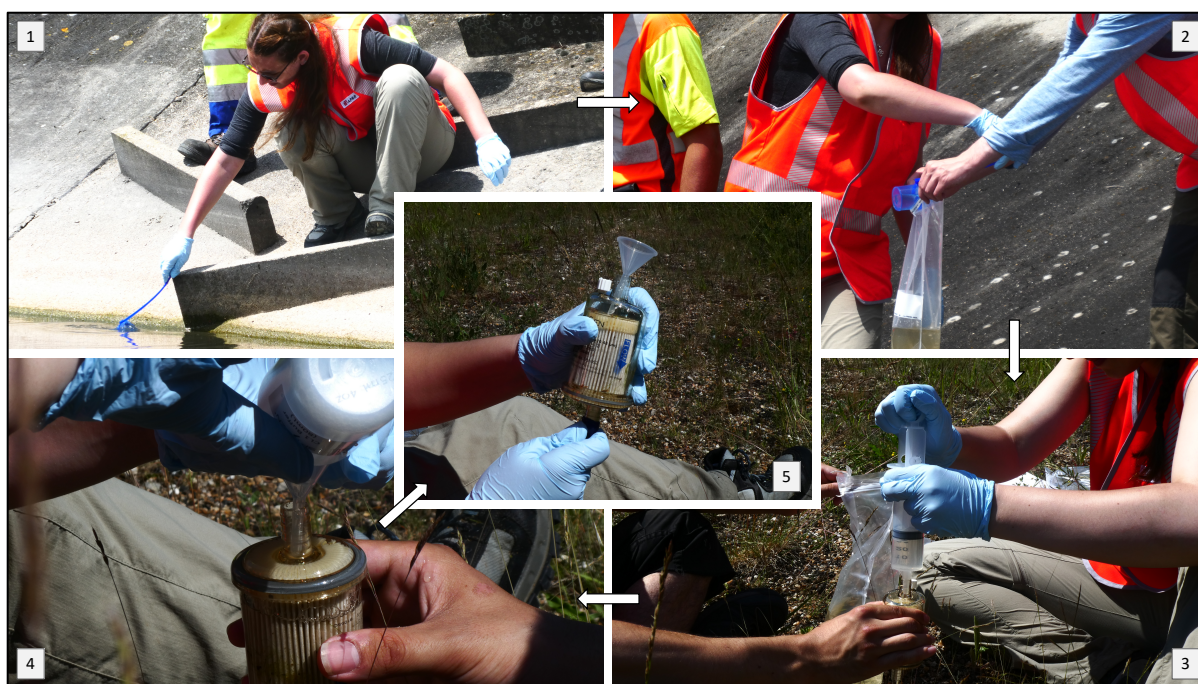
Figure 13 : Plan d'échantillonnage des bassins pour le protocole ADNe



Clevenot, 2020

Comme l'illustre la **figure 14**, l'eau prélevée (1) a été stockée dans un sac stérile (2) puis expulsée à travers une capsule de filtration VigiDNA (3) contenant un filtre en polyéthersulfone à faible porosité ( $0,45\mu\text{m}$  ; Biggs *et al.*, 2015). Une fois la totalité de l'eau filtrée, 50ml de tampon de conservation ont été ajoutés dans la capsule afin de conserver l'ADN (4).

Figure 14 : Déroulé du protocole ADNe en image



Clevenot, 2020

Les capsules ont ensuite été fermées (5) puis stockées avant d'être envoyées pour analyse<sup>7</sup> au laboratoire SPYGEN. Ce protocole a été appliqué sur les 30 bassins sélectionnés en mars 2018 et mai 2018 soit deux sessions d'échantillonnage par bassin. L'avantage majeur du protocole ADNe est qu'il permet de palier plusieurs sources d'erreurs rencontrées dans d'autres méthodes de détection telle que la détection à vue, la détection par le chant ou la détection par le piégeage. Ce protocole permet ainsi d'éviter certains biais d'échantillonnage, liés à la date et l'heure de détection ou à la présence même du chercheur sur site (animaux cachés ou ayant fui ; McClintock *et al.*, 2010). Cependant, la méthode d'échantillonnage basée sur l'ADNe ne permettant pas de distinguer les individus adultes des juvéniles et des larves, le protocole a dû être complété par une identification des masses d'œufs, des larves et des juvéniles.

#### 4.2. Observations, croquis et photographies

Compléter la méthode basée sur l'ADNe avec un protocole d'identification des œufs, des larves et des juvéniles a été nécessaire afin de s'assurer de la réussite de la reproduction des espèces détectées grâce à l'ADNe. En effet, un individu peut être détecté dans un bassin sans

<sup>7</sup> Pour la méthodologie d'analyse, voir Valentini *et al.*, 2016.

qu'il ait pour autant réussi à se reproduire, soit parce qu'il n'a pas trouvé de congénère, soit parce que la ponte n'est pas arrivée au terme de son développement (Duguet *et al.*, 2003). Dans ce cas, le bassin peut apparaître comme un « *piège écologique* » pour l'espèce en question, défini par Battin (2004) comme « un habitat de mauvaise qualité que les organismes préfèrent aux habitats supérieurs ».

Ainsi, au cours des trois phases de terrain, les pontes et les individus adultes ont été comptabilisés à vue et photographiés dans les mêmes bassins que pour le protocole ADNe. Les individus photographiés ont ensuite été identifiés grâce à l'ouvrage de Duguet *et al.* (2003) et avec l'aide de batrachologues. Pour des raisons de sécurité liées à l'accessibilité des bassins (pentes glissantes, profondeur d'eau) et pour éviter tout impact sur les milieux et les individus observés (Barrioz et Miaud, 2016), les pontes et les individus adultes ont été comptabilisés et photographiés depuis les berges des bassins et n'ont pas été capturés. Ainsi, certains individus peuvent ne pas avoir été comptabilisés s'ils étaient cachés dans les herbiers ou sous des rochers. Cela peut entraîner un biais dans le résultat final qu'il faudra prendre en compte dans l'analyse des données.

À chaque visite, un tour complet du bassin a été effectué afin de comptabiliser toutes les pontes visibles depuis la berge. Puis trois arrêts de 10 minutes ont été marqués à des endroits aux caractéristiques variées afin de contacter une grande diversité d'espèces : les herbiers humides ombragés, les zones en eau peu profondes dont le fond est tapissé d'hydrophytes et les zones de béton nu en eau ou non, exposées au soleil. Le nombre d'individus ainsi que le nombre de masses d'œuf ont été inscrits sur une fiche de relevé (**annexe 4**).

De plus, des croquis paysagers ont également été réalisés sur la même fiche de relevé, afin de préciser l'environnement des bassins étudiés.

### **4.3. Limites du protocole d'échantillonnage**

Du fait du temps imparti à cette recherche et du budget alloué, les bassins autoroutiers de l'A77 n'ont pu être échantillonnés par le protocole ADNe que 2 fois au cours de la saison de reproduction, c'est-à-dire en début et milieu de saison, soit en mars et mai 2018, comme illustré en **tableau 4**. L'ADN environnemental ne couvrant que les 15 jours précédents le prélèvement,



certaines espèces ont pu être présentes dans les bassins dans les intervalles entre les prélèvements et ne pas être détectées.

Tableau 4 : Résumé des protocoles effectués par session de terrain

Session Mars 2018 1 semaine	Session Mai 2018 2 semaines	Session Juillet 2018 1 semaine
Début de saison de reproduction	Milieu de saison de reproduction	Fin de saison de reproduction
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Protocole ADNe</li> <li>• Croquis et photographies</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Protocole ADNe</li> <li>• Croquis et photographies</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Croquis et photographies</li> </ul>

Clevenot, 2020

Le protocole ADNe étant basé sur la détection de fragments d'ADN déposés dans l'eau prélevée par les espèces recherchées, il existe un risque minime de contamination des échantillons par transfert de matière. Cependant, aucune situation pouvant laisser présumer une contamination n'a été relevée au cours des sessions de prélèvement. Chaque échantillon d'eau a été prélevé à l'aide d'ustensiles stériles, tous remplacés à chaque bassin.

## 5. Analyse statistique

Les résultats des échantillonnages ADNe effectués en 2018 ont été analysés à l'aide du logiciel de statistique R (version 3.5.2 – 2018) au regard de différentes variables explicatives. Le but de cette analyse est à la fois d'évaluer la richesse spécifique des bassins autoroutiers étudiés, mais également de vérifier le rôle de ces derniers en tant que sites de reproduction et d'en expliquer les facteurs d'influence.

### 5.1. La variable expliquée

Dans l'optique de définir les facteurs pouvant expliquer la richesse spécifique (Barbault, 2008) en amphibiens des bassins autoroutiers de l'A77, j'ai pris comme *variable expliquée* le nombre total d'espèces d'amphibiens recensées dans chaque bassin en 2018. Je me base ainsi sur la richesse spécifique alpha ( $\alpha$ ), c'est-à-dire la diversité intrahabitat. Le calcul de cette richesse spécifique est basé sur la somme des espèces détectées dans les prélèvements ADNe

en mars et mai 2018. Ainsi, si dans le bassin  $n$ , ont été recensées en mars les espèces  $x$  et  $y$ , et en mai les espèces  $y$  et  $z$ , le nombre total d'espèces recensées dans le bassin  $n$  a été évalué à 3 ( $x + y + z$ ).

Le **tableau 5** ci-après est un récapitulatif de la variable expliquée « Nombre d'espèces en 2018 ». Il affiche, pour chaque bassin, le nombre d'espèces détectées en mars et mai 2018 ainsi que le nombre total d'espèce détectées en 2018. Seule la 3<sup>ème</sup> variable a été analysée, puisqu'elle regroupe l'ensemble des espèces ayant colonisé le bassin au cours du printemps 2018.

Tableau 5 : Tableau récapitulatif de la variable expliquée « Nombres d'espèces en 2018 »

N° Bassin	Nb espèces MARS	Nb espèces MAI	Nb espèces en 2018	N° Bassin	Nb espèces MARS	Nb espèces MAI	Nb espèces en 2018
A77-2-07.260	2	2	3	A77-2-58.330	5	5	6
A77-1-08.160	3	2	3	A77-2-61.440	3	7	7
A77-1-21.870	1	2	2	A77-2-65.400	7	5	7
A77-2-26.770	0	2	2	A77-1-68.400	NC	3	3
A77-1-27.700	0	0	0	A77-2-68.500	1	5	5
A77-2-30.120	3	5	5	A77-1-69.040	0	NC	0
A77-1-31.380	2	1	3	A77-1-71.460	2	4	4
A77-1-33.780	3	3	4	A77-1-76.420	3	NC	3
A77-1-34.800	0	3	3	A77-1-80.667	7	5	9
A77-2-38.600	3	4	5	A77-1-83.400	2	6	6
A77-1-42.450	2	NC	2	A77-2-85.910	10	6	10
A77-1-44.460	3	1	3	A77-1-87.910	4	6	6
A77-2-46.770	3	4	4	A77-1-89.380	8	6	8
A77-1-48.030	NC	0	0	A77-1-92.580	7	6	8
A77-2-53.325	2	1	2	A77-1-95.790	NC	4	4
A77-2-55.050	4	5	5	A77-1-97.900	2	6	6
A77-2-55.620	3	5	5				

Clevenot, 2020

## 5.2. Les variables explicatives

Les variables explicatives correspondent ici aux facteurs qui pourraient avoir une influence sur la richesse spécifique ou le rôle de site de reproduction des bassins étudiés. Elles ont été déterminées en fonction des connaissances actuelles de l'écologie des amphibiens (**voir introduction - 1**) et des hypothèses de recherche. J'ai ainsi cherché à évaluer le poids de

l'influence des facteurs de conception (type, périmètre, superficie) et d'entretien (date et nombre de curages) des bassins autoroutiers par rapport aux facteurs biotiques et environnementaux (**tableau 6**) sur la richesse spécifique des bassins observés. Les informations concernant le facteur de conception « Type » ainsi que les facteurs d'entretien ont été extraites de documents techniques fournis par la société APRR. Le périmètre ainsi que la superficie du bassin ont été estimés par SIG et photo-interprétation.

Tableau 6 : Tableau récapitulatif des variables explicatives et des méthodes de mesures utilisées

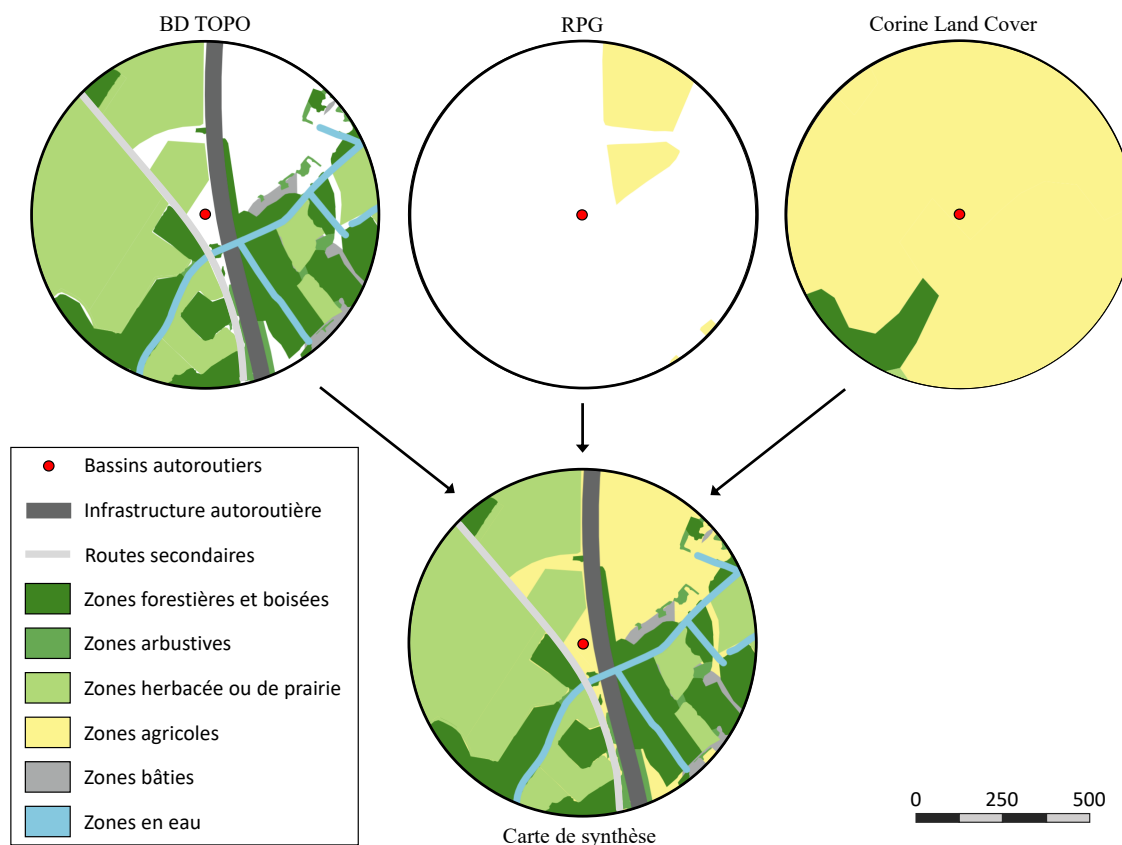
Groupes	Facteurs	Min / classe 1	Max / classe 2	Médiane	Type de variable	Méthode de mesure
Conception du bassin	Type	Double	Simple	-	Qualitative	Documents techniques
	Périmètre (m)	56	426	195	Quantitative	SIG
	Superficie (m2)	265,5	5350	2040	Quantitative	SIG
Facteurs d'entretiens	Délai depuis le dernier curage (année)	2	10	7	Quantitative	Documents techniques
	Nombre de curages depuis 2010	0	5	1	Quantitative	Documents techniques
Facteurs biotiques	Présence de végétation hélrophyte (%)	0	90	1	Quantitative	Visuelle
	Présence de végétation hydrophyte (%)	0	90	15	Quantitative	Visuelle
	Poissons	Oui	Non	-	Qualitative	Visuelle
Environnement du bassin dans un rayon de 500m (78,54 ha)	Superficie des milieu artificialisés (ha)	0	41,66	0	Quantitative	SIG
	Superficie des milieu agricoles (ha)	0	78,54	30,66	Quantitative	SIG
	Superficie des milieu forestiers (ha)	0	78,54	18,96	Quantitative	SIG
	Superficie des milieux ouverts ou semi-ouverts (ha)	0	54,26	3,73	Quantitative	SIG
	Superficie des milieux humides et/ou aquatiques (ha)	0	49,06	0	Quantitative	SIG

*Clevenot, 2020*

S'agissant des facteurs biotiques, ces derniers ont été relevés visuellement au cours des sessions de terrain à l'aide de la fiche de relevé. Enfin, les facteurs environnementaux ont été calculés par analyse SIG des modes d'occupation du sol présents dans un rayon de 500 mètres autour des bassins autoroutiers étudiés ; cette distance étant considérée comme la distance maximale d'influence d'un environnement par rapport à un site de reproduction (Simon *et al.*, 2009). Pour cela, deux approches cartographiques ont été mises en place. La première repose sur une

analyse des facteurs environnementaux sous le prisme des grands ensembles paysagers et s'appuie sur la base de données Corine Land Cover (CLC ; Copernicus). Si cette approche permet d'évaluer l'attractivité générale de différents ensembles paysagers au sein d'un territoire, elle présente un biais quant à l'échelle d'élaboration de la base de données utilisée. En effet, certains éléments du paysage utilisés par les amphibiens au cours de leurs cycles de vie, y sont souvent absents. C'est le cas de nombreuses mares et de certains petits cours d'eau gommés par l'échelle au 1/100 000<sup>ème</sup> de la base de données. De fait, il est apparu nécessaire de comparer cette approche paysagère avec une deuxième. La seconde approche cartographique repose ainsi sur une carte d'occupation du sol plus fine et plus détaillée construite grâce à la superposition de la base de données BD TOPO et du Registre Parcellaire Agricole (RPG). La BD TOPO a permis d'identifier l'ensemble du réseau hydrographique, les zones forestières, arbustives et bâties ainsi que les réseaux ferroviaires, routiers et autoroutiers. Elle a été complétée par le Registre parcellaire graphique qui nous renseigne sur la structure et la typologie du parcellaire agricole. Certains espaces non-répertoriés par ces deux bases de données ont été identifiés à l'aide de la base de données Corine Land Cover (**figure 15**).

Figure 15 : Construction de la carte d'occupation du sol par compilation de trois bases de données dans un rayon de 500 mètres autour des bassins autoroutiers.

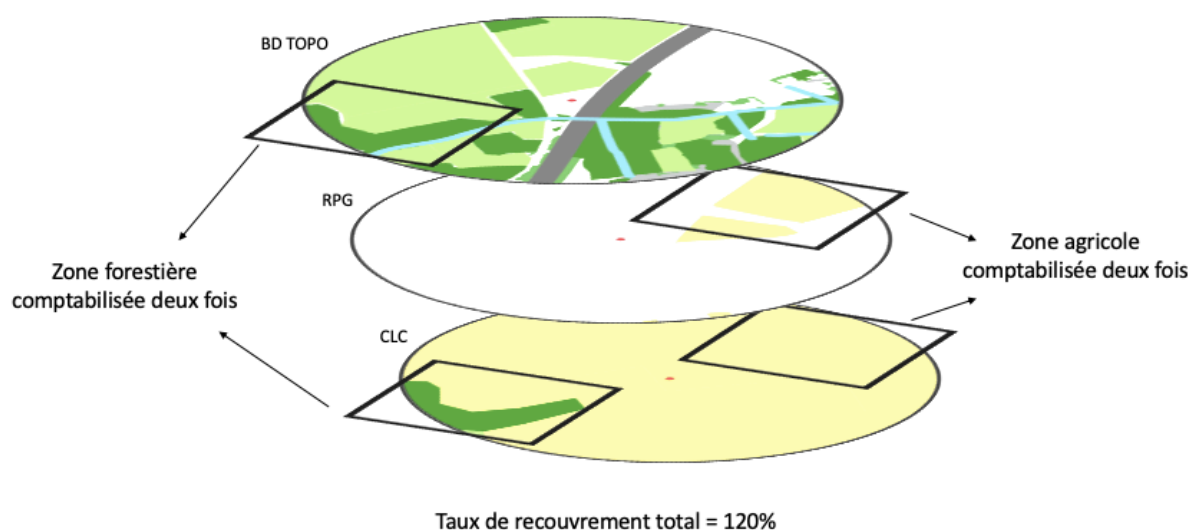


La superposition de couches SIG issues de plusieurs bases de données a permis d'obtenir une représentation cartographique complète et continue. Par la suite, au sein de la couche matricielle, les différents types d'habitats ont ensuite été regroupés par codage en 5 catégories, définies selon un gradient d'attractivité potentiel :

- Les **milieux aquatiques et humides** regroupant les cours d'eau, les étendues d'eau et les zones humides ;
- Les **milieux forestiers et arbustifs** regroupant les zones forestières, boisées et arbustives ;
- Les **milieux herbacés** regroupant les zones enherbées et de prairies ;
- Les **milieux agricoles** regroupant l'ensemble des zones cultivées, aucune distinction n'étant possible à partir du RPG entre les zones d'agricultures biologiques et celles d'agriculture conventionnelle ;
- Les **milieux artificialisés** regroupant les zones bâties et industrielles, ainsi que l'ensemble des grandes infrastructures de transport routier et ferroviaire.

Cependant, cette méthode présente un biais quant au calcul du taux de recouvrement de chaque type d'habitat. En effet, comme on peut le voir sur la **figure 16**, les différentes bases de données se superposent à certains endroits. Ainsi, la somme des taux de recouvrement fournis par les trois bases de données était largement supérieure à 100 %. Pour pallier ce biais, l'ensemble des couches a été rasterisé en une seule carte d'occupation du sol matricielle comprenant des pixels de 10 mètres par 10 mètres. Ce faisant, l'ordre des couches a été déterminé en fonction de la précision des bases de données dont elles étaient issues.

Figure 16 : Un biais conséquent engendré par la superposition des bases de données



Ainsi, les couches tirées de la BD TOPO (1/2 000) ont été placées au-dessus de celles provenant du RPG (1/5 000), ces dernières venant recouvrir les couches issues de Corine Land Cover (1/100 000). Néanmoins, il est à noter que la rastérisation de la carte d'occupation du sol a entraîné une perte de données au moment du calcul des taux de recouvrement de chaque type d'habitat. En effet, lors de l'intersection entre le rayon de 500 mètres et la carte matricielle, le logiciel cartographique n'a comptabilisé que les pixels complets, omettant ainsi les informations contenues dans les pixels incomplets.

### 5.3. Les tests de corrélation

La corrélation entre les variables explicatives a été estimée par un test de Spearman (non-paramétrique) pour une corrélation 2 à 2 et un test de VIF pour une multicolinéarité, les deux tests prenant en charge des données ne suivant pas la loi normale.

Comme illustré en **tableau 7**, ces tests ont montré pour les deux approches cartographiques une corrélation importante entre les variables suivantes :

- Le nombre de curages effectués depuis 2010 dans les bassins étudiés (NB.CUR) et le délai depuis le dernier curage (DER.CUR) ;
- La superficie (SUP) et le périmètre (PER) des bassins étudiés ;
- La superficie des milieux forestiers (FORE) et des milieux agricoles (AGRI) environnant les bassins étudiés dans un rayon de 500m.

Afin que l'influence potentielle de ces variables ne se cumulent pas lors des tests statistiques, j'ai réalisé, pour chacun des cas évoqués, deux tests statistiques comprenant chacun l'une des deux variables corrélées (**tableau 7**). Un test de VIF a ensuite été effectué avec les variables retenues, montrant qu'il n'existe aucune corrélation multiple entre ces variables. Si la valeur du vif de la variable est supérieure à 5, on peut supposer un lien linéaire avec les autres variables. Aucun lien de colinéarité n'a été détecté entre les variables testées (**tableau 8**). Enfin, la corrélation entre les variables expliquées et les variables explicatives a été estimée à partir d'un modèle linéaire généralisé (loi de Poisson). Les résultats seront détaillés et interprétés dans le chapitre suivant.

Tableau 7 : Résultat du test de corrélation de Spearman sur les variables explicatives

		NB. CUR	DER. CUR	PER	SUP	VEG. HELO	VEG. HYDRO	ARTI	AGRI	FORE	HERB
Facteurs biotiques, d'entretien et de conception	DER.CUR	<b>-0.906</b>									
	PER	-0.444	0.413								
	SUP	-0.494	0.555	<b>0.897</b>							
	VEG.HELO	-0.466	0.504	0.174	0.288						
	VEG.HYDRO	0.077	-0.025	-0.116	-0.128	-0.097					
Facteurs environnementaux (1 <sup>ère</sup> approche)	ARTI	0.119	-0.137	-0.039	-0.190	-0.353	-0.122				
	AGRI	0.012	0.134	0.088	0.265	0.00	0.178	-0.358			
	FORE	-0.074	-0.021	-0.127	0.230	0.054	0.188	-0.038	<b>-0.711</b>		
	HERB	-0.024	-0.117	-0.038	-0.155	-0.165	0.159	0.346	-0.499	0.021	
	EAU	0.262	-0.139	-0.256	0.299	-0.115	0.061	0.541	-0.105	-0.180	0.013
Facteurs environnementaux (2 <sup>ème</sup> approche)	ARTI	-0.230	0.245	0.202	0.147	0.161	-0.204				
	AGRI	-0.054	0.232	0.235	0.385	-0.093	-0.272	0.148			
	FORE	-0.101	-0.056	-0.159	-0.344	0.147	0.249	-0.150	<b>-0.787</b>		
	HERB	0.078	0.006	-0.033	0.189	-0.110	0.189	-0.154	0.342	-0.608	
	EAU	-0.014	-0.101	-0.238	-0.251	-0.337	-0.212	0.119	-0.342	0.088	-0.206

Tableau 8 : Résultat du test de multicolinéarité de VIF sur les variables explicatives

		TYPE	NB.CUR	SUP	VEG. HELO	VEG. HYDRO	ARTI	FORE	HERB	EAU
1 <sup>ère</sup> approche	TYPE	-	2.047	1.577	1.183	1.151	1.244	1.272	1.084	1.424
	NB.CUR	2.673	-	1.731	1.767	1.129	1.545	1.427	1.085	1.564
	SUP	1.989	1.671	-	1.624	1.181	1.300	1.482	1.071	1.568
	VEG.HELO	1.702	1.946	1.853	-	1.165	1.573	1.320	1.087	1.652
	VEG.HYDRO	2.603	1.953	2.117	1.831	-	1.668	1.400	1.077	1.634
	ARTI	1.993	1.896	1.652	1.752	1.182	-	1.424	1.070	1.655
	FORE	2.294	1.971	2.120	1.655	1.117	1.602	-	1.083	1.722
	HERB	2.671	2.046	2.092	1.861	1.646	1.646	1.479	-	1.659
EAU	2.204	1.852	1.924	1.777	1.118	1.598	1.477	1.042	-	
2 <sup>ème</sup> approche	TYPE	-	1.858	1.587	1.202	1.865	1.736	1.846	1.827	1.780
	NB.CUR	1.851	-	1.432	1.776	1.729	1.850	1.692	1.809	1.696
	SUP	1.753	1.588	-	1.867	2.041	1.975	1.803	1.874	1.999
	VEG.HELO	1.234	1.830	1.736	-	1.906	1.818	1.858	1.902	1.773
	VEG.HYDRO	1.445	1.345	1.433	1.438	-	1.444	1.176	1.201	1.350
	ARTI	1.229	1.315	1.266	1.254	1.320	-	1.218	1.236	1.302
	FORE	2.666	2.452	2.358	2.613	2.191	2.484	-	1.472	2.675
	HERB	2.289	2.275	2.126	2.321	1.942	2.188	1.277	-	2.327
EAU	1.427	1.366	1.452	1.385	1.397	1.475	1.486	1.490	-	

**Légende des deux tableaux :**

**NB.CUR** : Nombre de curage effectué entre 2010 et 2018

**DER.CUR** : Délai entre date d'échantillonnage – 2018 – et date du dernier curage (année)

**PER** : Périmètre du bassin (m)

**SUP** : Superficie du bassin (m<sup>2</sup>)

**VEG.HELO** : Taux de recouvrement de la végétation héliophyte dans le bassin (%)

**VEG.HYDRO** : Taux de recouvrement de la végétation hydrophyte dans le bassin (%)

**ARTI** : Taux de recouvrement des milieux artificialisés dans un rayon de 500m autour du bassin (%)

**AGRI** : Taux de recouvrement des milieux agricoles dans un rayon de 500m autour du bassin (%)

**FORE** : Taux de recouvrement des milieux forestiers dans un rayon de 500m autour du bassin (%)

**HERB** : Taux de recouvrement des milieux herbacés et buissonnants dans un rayon de 500m autour du bassin (%)

**EAU** : Taux de recouvrement des milieux aquatiques et humides dans un rayon de 500m autour du bassin (%)





## Chapitre 3 : Fonctionnalités écologiques des bassins de l'A77 et facteurs d'impact pour les amphibiens

Dans des régions comme le Centre-Val-de-Loire où l'agriculture intensive domine le paysage et où les zones humides se sont raréfiées, les emprises autoroutières sont de plus en plus considérées comme des espaces réduits où se concentre une certaine naturalité et où les bassins autoroutiers pourraient apparaître comme les derniers sites de reproduction viables, ou du moins des sites de refuges, pour les amphibiens. Dans un premier temps, j'ai voulu vérifier l'effectivité et l'importance du processus de colonisation spontanée ainsi que le potentiel rôle de site de reproduction des bassins autoroutiers de l'A77 par les amphibiens à l'aide d'un protocole de recensement basé sur l'ADN environnemental. J'ai ensuite cherché à examiner les relations qui pouvaient exister entre la richesse spécifique en amphibiens et les différents facteurs pouvant expliquer cette colonisation spontanée afin de vérifier le poids des pratiques de gestion (curage, retrait de la végétation aquatique, installation de filets « anti-batraciens ») par rapport aux facteurs environnementaux. En effet, ces pratiques peuvent être considérées à la fois comme un facteur d'attractivité mais également comme un facteur d'impact. L'évaluation de l'influence des pratiques de gestion sur la richesse spécifique des bassins autoroutiers peut ainsi aboutir à des recommandations de gestion dans le but de répondre à cette colonisation spontanée et d'éviter que ces bassins ne se transforment en pièges écologiques.

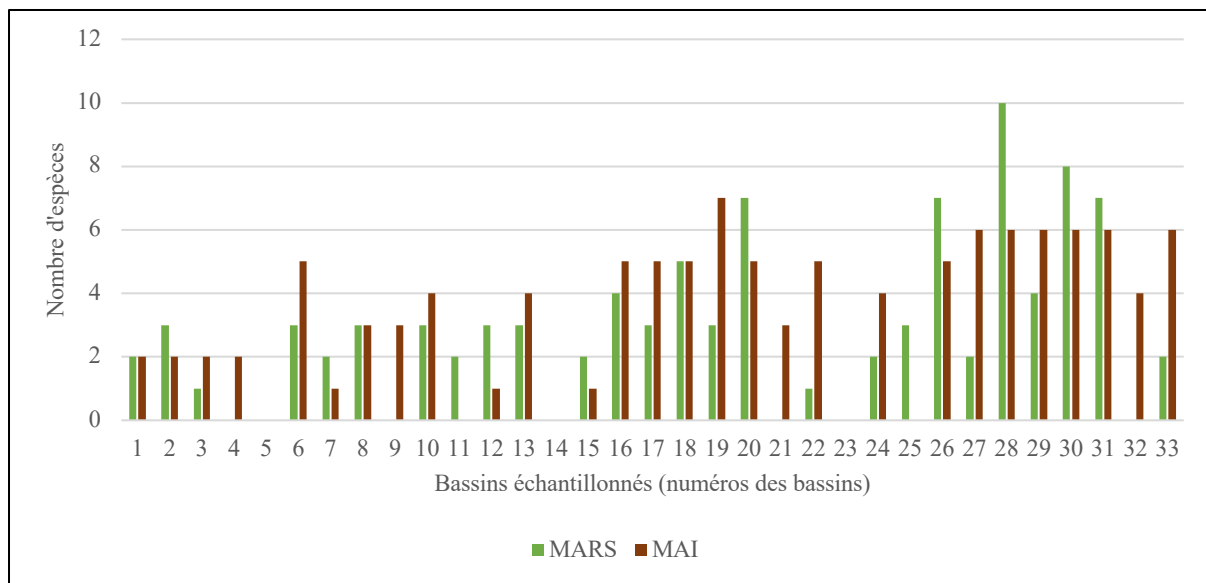
### 1. Les bassins autoroutiers : site-refuge et/ou sites de reproduction pour les amphibiens ? Les résultats de l'analyse à partir de l'ADNe

Pour le Dictionnaire Larousse, le caractère « fonctionnel » caractérise une chose « *qui répond à une fonction déterminée* ». Ainsi, la « fonctionnalité » est définie comme le « *caractère de ce qui est fonctionnel, de ce qui répond à une fonction déterminée* ». En écologie, évaluer la fonctionnalité d'un habitat ou d'un milieu revient à vérifier si cette « *entité surfacique répond ou non aux exigences écologiques d'une espèce sur le plan de sa reproduction ou de son alimentation par exemple* » (Sordello *et al.*, 2014). Par conséquent, il s'agit ici d'évaluer la fonctionnalité des bassins autoroutiers pour les amphibiens qui les colonisent, c'est-à-dire de caractériser l'ampleur du phénomène, à travers la richesse spécifique, mais également de caractériser la fonction à laquelle répondent ces ouvrages pour ces espèces.

### 1.1. Bassins autoroutiers : une richesse spécifique insoupçonnée

Les relevés ADNe effectués au printemps 2018, successivement en mars et en mai, ont révélé que les bassins autoroutiers de l'A77 sont caractérisés par une richesse spécifique importante. En effet, comme illustré en **figure 17**, le nombre d'espèces recensées par bassin variait de 0 à 10 avec une moyenne de 3,5 ( $\pm 2,5$ ) espèces recensées par bassin et seuls 3 bassins sur les 33 échantillonnés présentaient une absence de colonisation par les amphibiens.

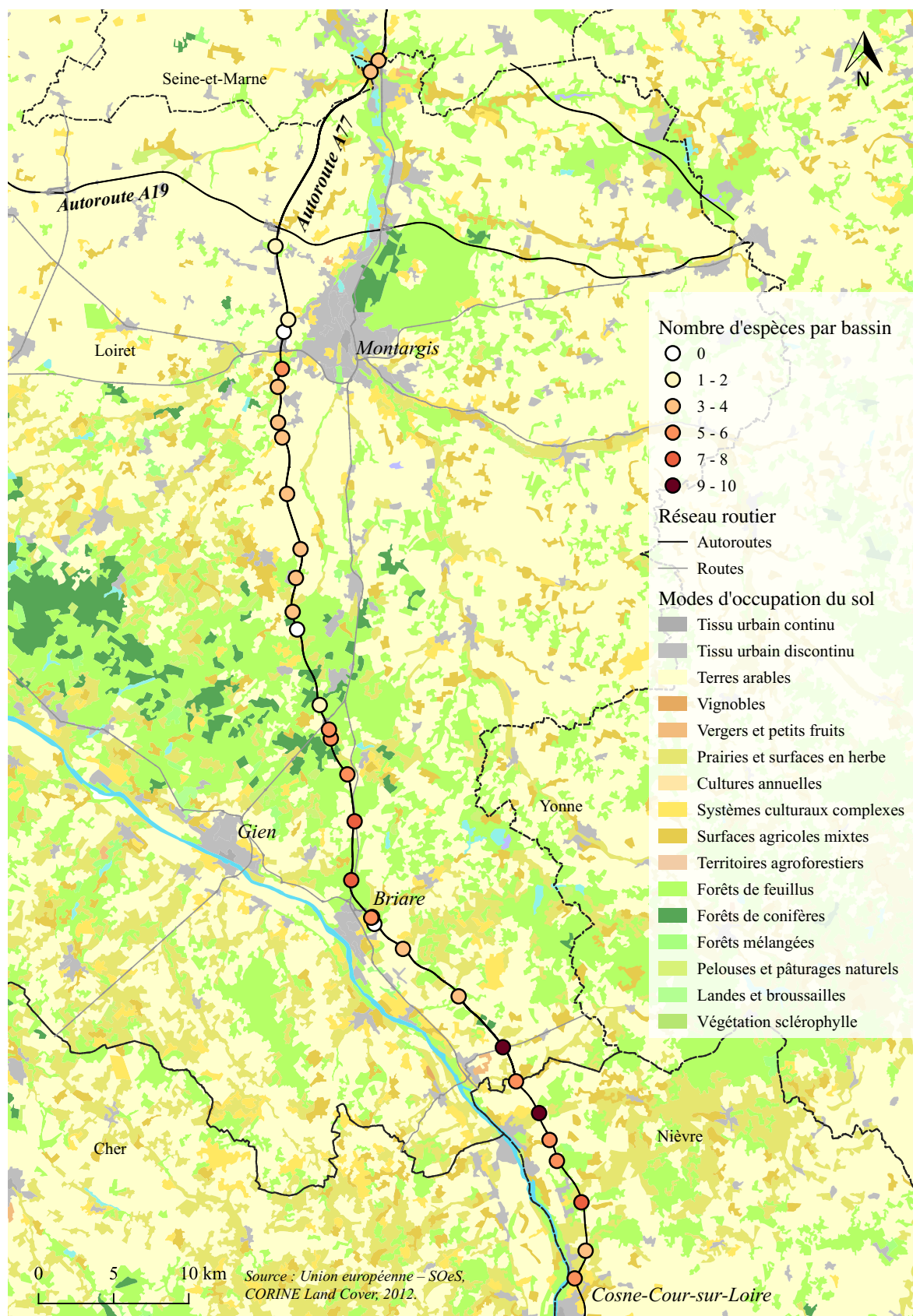
Figure 17 : Nombre d'espèces recensées par bassin en mars et mai 2018 par ADNe



Clevenot, 2020

Comme le montre la carte en **figure 18**, on observe un gradient nord-sud d'occupation des bassins par les amphibiens sur l'ensemble de la saison de reproduction. Ce gradient est également observé dans les résultats des prélèvements effectués en mars 2018 comme dans ceux effectués en mai 2018 (voir données en **annexe 5**). Ainsi, les bassins dans lesquels ont été recensées plus de 6 espèces se trouvent dans la partie du sud du tronçon. Cette répartition pourrait s'expliquer par la proximité de la Loire et la présence de milieux alluviaux favorables au développement d'une mosaïque d'écosystèmes humides avec des mares ou des zones humides. Cependant, cette hypothèse nécessiterait une étude plus approfondie de la pédologie dans lesquels s'inscrivent ces bassins et qui n'a pu être effectuée dans le cadre de cette thèse. Cette répartition pourrait également être expliquée par la distribution de *Triturus cristatus*, de *Salamandra salamandra*, de *Rana temporaria* et de *Lissotriton vulgaris*, uniquement recensés dans la partie sud de la zone d'étude (**annexe 6**).

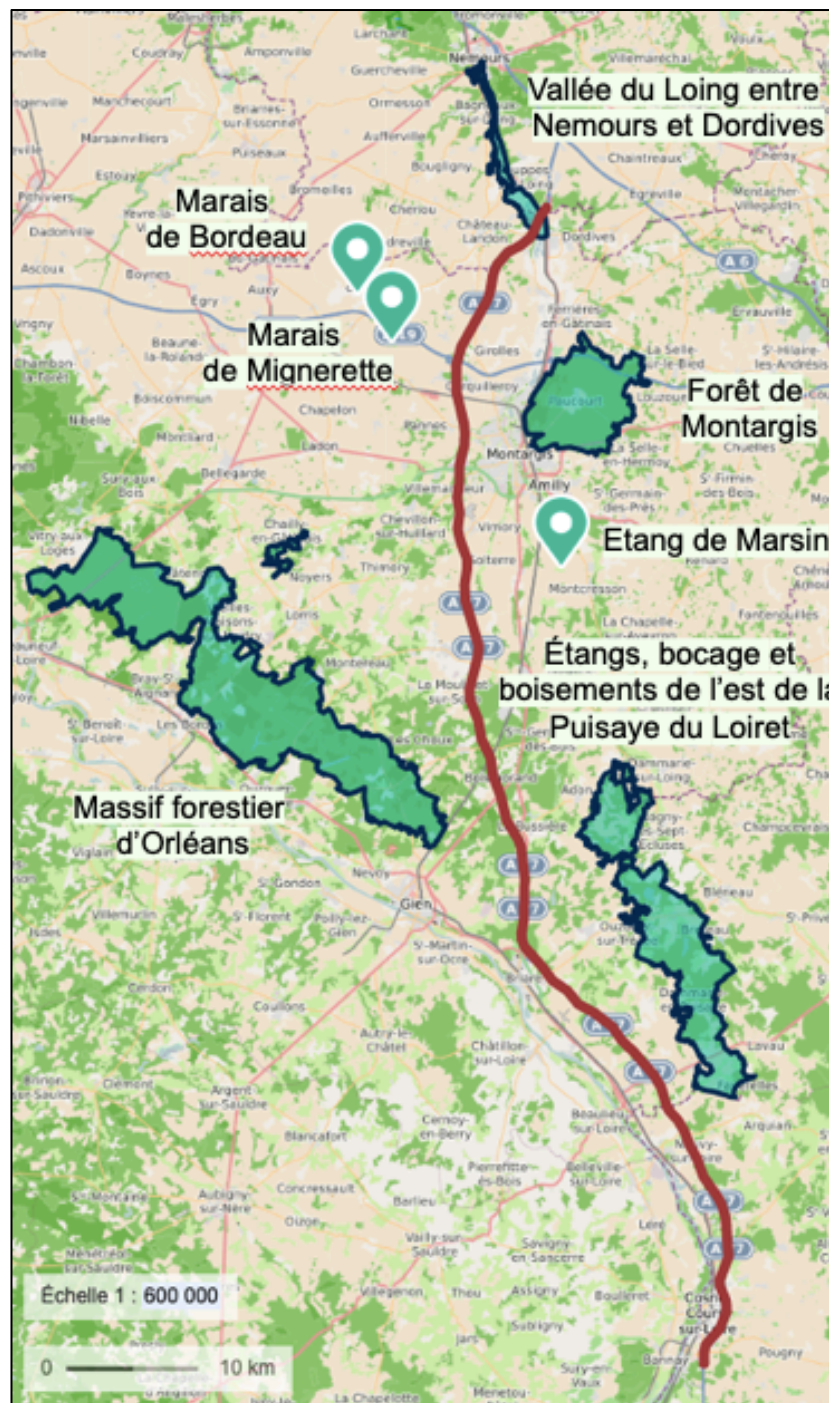
Figure 18 : Carte des bassins autoroutiers en fonction du nombre d'espèces recensées en 2018



Clevenot, 2020

Cette distribution du nombre d'espèces par bassin pourrait également s'expliquer par la présence de zones Natura 2000 et de Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) à proximité de l'infrastructure (**figure 19**). En effet, comme le montre le **tableau 9**, ces espaces protégés accueillent plusieurs espèces d'amphibiens, dont une grande majorité (8/9) a été recensée en 2018 dans les bassins autoroutiers de l'A77.

Figure 19 : Zones Natura 2000 et ZNIEFF I et II à proximité de l'autoroute A77



Clevenot, 2020 ; d'après IGN (Géoportail)

Tableau 9 : Espèces d'amphibiens recensées dans les espaces protégés situés à proximité de l'autoroute A77

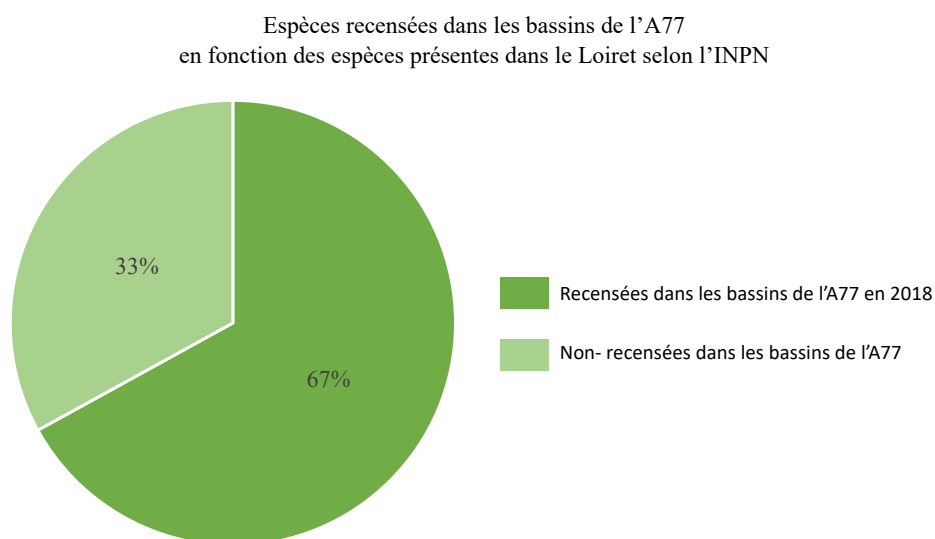
Espèces recensées	Espaces protégés							
	Étang de Marsin	Les Varines	Marais de Bourdeau et Mignerette	Massif forestier d'Orléans	Étangs, bocage et boisement de l'est de la Puisaye du Loiret	Vallée du Loing entre Nemours et Dordives	Forêt de Montargis	
	Natura 2000	Natura 2000	Natura 2000	Natura 2000 ZNIEFF	Natura 2000 ZNIEFF	ZNIEFF	ZNIEFF	
Alyte accoucheur ( <i>Alytes obstetricans</i> )						X		
Crapaud commun ( <i>Bufo bufo</i> )	X							
Rainette verte ( <i>Hyla arborea</i> )	X	X				X		
Grenouille verte ( <i>Pelophylax sp.</i> )	X	X				X		
Grenouille agile ( <i>Rana dalmatina</i> )	X	X	X			X		
Salamandre tachetée ( <i>Salamandra salamandra</i> )			X					
Triton crêté ( <i>Triturus cristatus</i> )				X	X		X	
Triton marbré ( <i>Triturus marmoratus</i> )				X	X			
Triton ponctué ( <i>Triturus vulgaris</i> )					X	X		

Clevenot, 2020 ; d'après INPN

On peut ainsi faire l'hypothèse que ces espaces protégés servent de source aux amphibiens colonisant les bassins autoroutiers de l'A77. Une étude plus approfondie en génétique des populations nous permettrait de vérifier cette hypothèse. Au total, 12 espèces ou groupes d'espèces ont été recensés dans les 33 bassins échantillonnés au cours du printemps 2018, soit 67 % des espèces présentes dans le département du Loiret selon l'INPN (MNHN, 2013-2019) (**figure 20**).

Comme le montre le **tableau 10**, on trouve en majorité le groupe des *Bufo (sp.)*, du Triton palmé (*Lissotriton vulgaris sp.*), le groupe des *Pelophylax ridibundus / kurtmuelleri / bedriagae (sp.)* ainsi que de la Grenouille agile (*Rana dalmatina*), recensés dans 13 à 20 bassins (identifiés en gras dans le tableau ci-dessous).

Figure 20 : Espèces recensées dans les bassins de l'A77 en fonction des espèces présentes dans le Loiret



Clevenot, 2020 / MNHN, 2013-2019

Tableau 10 : Nombres de bassins dans lesquels chaque espèce a été recensée.

Espèces recensées	Nb. Bassins (Mars)	Nb. Bassins (Mai)	Nb. Bassins (2018) *
<i>Alytes obstetricans</i>	0	1	1
<i>Bufo sp.</i>	15	13	22
<i>Epidalea calamita</i>	1	3	4
<i>Hyla arborea</i>	5	16	17
<i>Lissotriton helveticus</i>	18	16	19
<i>Lissotriton vulgaris</i>	5	7	7
<i>Pelophylax lessonae / bergeri / esculentus</i>	6	13	14
<i>Pelophylax ridibundus / kurtmuelleri / bedriagae</i>	14	20	21
<i>Rana dalmatina</i>	20	20	23
<i>Rana temporaria</i>	4	3	6
<i>Salamandra salamandra</i>	3	0	3
<i>Triturus cristatus</i>	4	2	5

\* Les chiffres renseignés dans cette colonne correspondent au nombre total de bassins dans lesquels chaque espèce a été recensée en 2018. Cependant, il ne s'agit pas de la somme des bassins de mars et mai. En effet, une espèce peut avoir été recensée dans un bassin en mars et dans ce même bassin en mai. Ainsi, en 2018, l'espèce n'aura été recensée que dans un seul bassin.

Clevenot, 2020

Ces résultats font écho aux études précédemment menées dans les bassins autoroutiers français (Scher, 2005 ; Le Viol, 2009 ; Jumeau, 2017) et pour lesquelles 5 à 13 espèces d'amphibiens ont été recensées (**tableau 11**). Ici, le nombre d'espèces recensées, plus élevé que

dans les études précédentes, peut être expliqué par le protocole utilisé et les biais de recensement qu'il permet d'éviter (**voir chapitre 2**). Cependant, certaines de ces études présentent un pourcentage d'espèces locales supérieur à celui mesuré dans ce cas d'étude. Si dans notre cas, 67 % des espèces présentes dans le Loiret ont été recensées dans les bassins de l'A77, Jumeau (2017) recense 83 % d'espèces locales dans les bassins routiers du Bas-Rhin.

Tableau 11 : Comparaison des espèces identifiées dans les bassins autoroutiers français

Espèces recensées	Clevenot (2019)	Jumeau (2017)	Le Viol (2012)	Scher (2005)
<i>Alytes obstetricans</i>	x			
<i>Bufo sp.</i>	x	x	x	
<i>Epidalea calamita</i>	x	x		x
<i>Hyla arborea</i>	x	x		
<i>Hyla meridionalis</i>				x
<i>Ichthyosaura alpestris</i>		x	x	
<i>Lissotriton helveticus</i>	x	x	x	x
<i>Lissotriton vulgaris</i>	x	x	x	
<i>Pelobates fuscus</i>		x		
<i>Pelodytes punctatus</i>				x
<i>Pelophylax lessonae / bergeri / esculentus</i>	x	x	x	
<i>Pelophylax ridibundus / kurtmuelleri / bedriagae</i>	x	x		x
<i>Rana dalmatina</i>	x	x	x	
<i>Rana temporaria</i>	x		x	
<i>Salamandra salamandra</i>	x			
<i>Triturus cristatus</i>	x	x	x	

Clevenot, 2020

Si ces résultats témoignent d'un phénomène d'occupation des bassins autoroutiers par les amphibiens d'une ampleur conséquente, ils posent la question du rôle de ces ouvrages pour les populations qui les occupent. Ces bassins sont-ils des sites transitoires dans leur migration saisonnière, dans lesquels ils peuvent venir se réfugier le temps d'une pause, pour se reposer ou se nourrir, ou sont-ils utilisés comme des sites de reproduction ? Et si tel est le cas, ces ouvrages ont-ils les caractéristiques pour répondre à une telle fonction ?

## 1.2. Bassins autoroutiers : des sites de reproduction ?

Le rôle de site de reproduction peut être vérifié par la présence de signes de reproduction, soit pour les amphibiens par la présence de pontes, de larves et de juvéniles. Dans les bassins autoroutiers de l'autoroute A77, plusieurs signes de reproduction ont été recensés au cours de la saison de reproduction 2018 (**tableau 12**). En mars, des pontes ont été observées dans 20 bassins. En mai, des têtards ont été observés dans 9 bassins dont 6 présentant des pontes en mars. Enfin, en juillet, des têtards et des juvéniles ont été observés dans 11 bassins, 8 présentant des pontes ou des têtards en mars ou mai.

Tableau 12 : Observations des signes de reproduction et de la présence de prédateurs potentiels dans les bassins autoroutiers de l'A77

Bassins	Signes de reproduction			Prédateurs potentiels
	MARS	MAI	JUILLET	
07-260 (2)	-	-	-	-
08-160 (1)	-	-	Juvéniles	-
21-870 (1)	Pontes et têtards	Têtards	-	Poules d'eau
26-770 (2)	-	Têtards	-	-
27-700 (1)	-	-	-	-
30-120 (2)	Pontes	Têtards	Têtards	Poissons
31-380 (1)	Pontes	-	Juvéniles	-
33-780 (1)	-	Têtards	-	-
34-800 (1)	Pontes	-	Juvéniles	-
38-600 (2)	Pontes	-	-	-
42-450 (1)	-	-	-	-
44-460 (1)	Pontes	-	-	Poissons
46-770 (2)	Pontes	-	-	Écrevisses
48-030 (1)	-	-	-	Poissons
53-325 (1)	Pontes	-	-	Poissons
55-050 (2)	Pontes	-	-	-
55-620 (2)	Pontes	-	Têtards	-
58-330 (2)	Pontes	-	-	-
61-440 (2)	Pontes	-	Têtards	Ragondins
65-400 (2)	Pontes	-	Têtards	-
68-400 (1)	-	-	-	Lièvre
68-500 (2)	-	-	-	-
69-040 (1)	-	-	-	-
71-460 (1)	-	Têtards	Têtards et juvéniles	-
76-420 (1)	Pontes	-	Têtards et juvéniles	-
80-667 (1)	Pontes	-	Juvéniles	Serpent
83-400 (1)	Pontes	Têtards	-	-
85-910 (2)	Pontes	Têtards	-	-
87-910 (1)	Pontes	Têtards	-	-
89-380 (1)	Pontes	-	Têtards	-
92-580 (1)	Pontes	Têtards	-	-
95-790 (1)	-	-	-	-
97-900 (1)	-	-	-	Canards



J'ai ainsi pu observer des pontes en mars et en mai, en particulier de grenouilles agiles et de Crapauds communs (**figure 21**). En mai et juillet, j'ai également observé des têtards (**figure 22**) - dont l'identification fut plus difficile – ainsi que quelques juvéniles, notamment de grenouille agile (**figure 23**). Enfin, au cours de l'ensemble de la saison de reproduction des chants d'anoures ont été entendus (et enregistrés) dans de nombreux bassins, avec parfois plus de 50 individus regroupés dans un seul bassin (**figure 24**).

Figure 21 : Pontes de Grenouille agile (*Rana dalmatina*) (gauche et centre) et de Crapaud commun (*Bufo bufo*) (droite) – A77 – Mars 2018.



Clevenot, 2020

Figure 22 : Têtards d'amphibiens – A77 – mai et juillet 2018



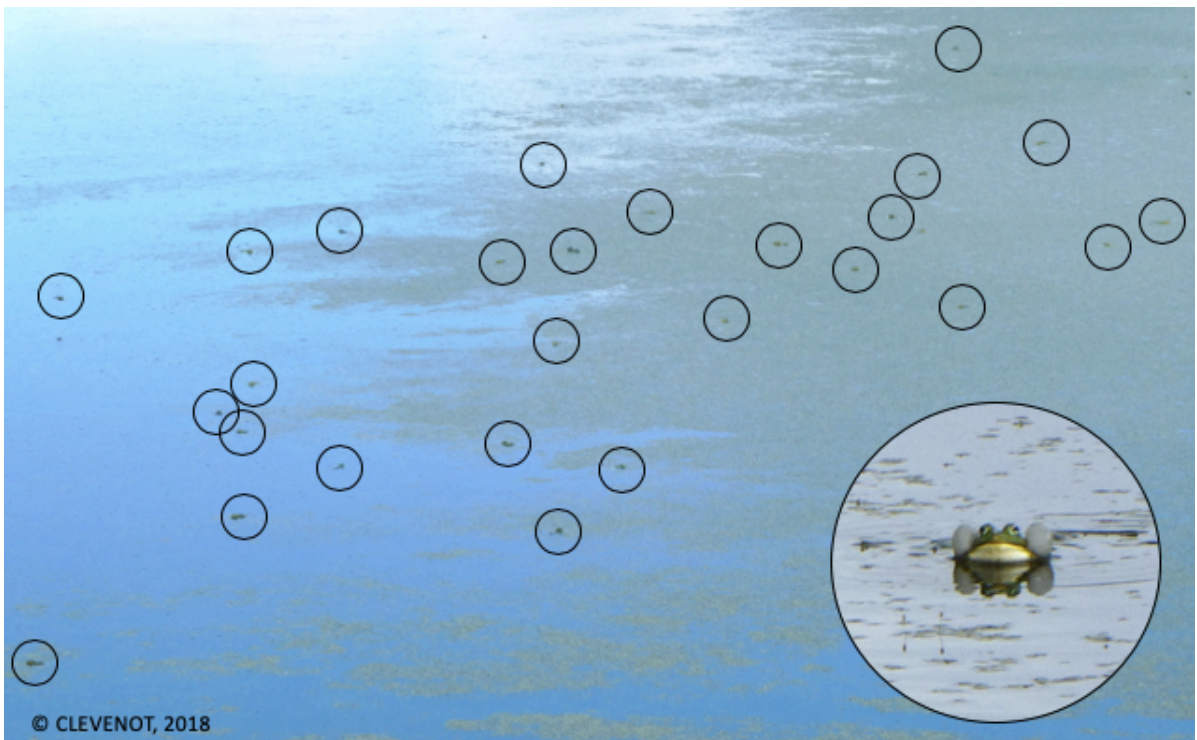
Clevenot, 2020

Figure 23 : Juvéniles de Grenouille agile (*Rana dalmatina*) – A77 – mai 2018



Clevenot, 2020

Figure 24 : 27 Grenouilles vertes (*Pelophylax* sp.) photographiées dans un même bassin – A77 – mai 2018.



Dans le cercle : un mâle active ces sacs vocaux

Clevenot, 2020

La grande taille des bassins, la météo pluvieuse (mars et juillet) ainsi que la méthodologie utilisée (observations et photographie) sont autant de biais pouvant expliquer l'absence de signes de reproduction dans des bassins où ces signes auraient été attendus. On peut prendre l'exemple du bassin 71.460 dans lequel des têtards et des juvéniles ont été observés respectivement en mai et juillet sans que des pontes aient pu être observées en mars. Toutefois, la présence de ces signes de reproduction montre que les bassins autoroutiers représentent des sites de reproduction effectifs pour les amphibiens.

Cependant, savoir que plusieurs espèces d'amphibiens se reproduisent dans les bassins autoroutiers ne signifie pas pour autant que ces ouvrages sont des sites de reproduction « viables » permettant le maintien voire le développement démographique d'une population. Ce rôle peut être en partie vérifié à travers l'observation, tout au long de la période de reproduction, du développement effectif des différents stades de métamorphose caractéristiques des amphibiens, depuis le stade d'œuf jusqu'au stade adulte en passant par le stade larvaire et le stade juvénile (voir chapitre 1). Ainsi, on peut faire l'hypothèse qu'un bassin dans lequel l'ensemble du cycle de métamorphose est accompli est un site de reproduction viable.

De fait, dans notre cas d'étude, bien que l'ensemble des stades de développement soient représentés dans les bassins étudiés, la difficulté d'identification des espèces desquelles proviennent les œufs et les larves ne permet pas d'affirmer que les bassins autoroutiers sont des sites de reproduction viables pour l'ensemble des espèces détectées par l'ADN environnemental. De plus aucune information n'est fournie par le protocole mis en place quant au rapport entre le taux de natalité et le taux de mortalité. Les résultats présentés ici ne permettent donc pas d'infirmer l'hypothèse selon laquelle les bassins peuvent représenter des pièges écologiques tels qu'ils ont été définis précédemment (Battin, 2004). Des études complémentaires sont donc nécessaires sur les taux de natalité et de mortalité des populations (voir les travaux de l'équipe de recherche CERISE, dont la thèse d'Antonin Conin, *non-publiée*). En effet, la phase aquatique de la majorité des espèces d'amphibiens pouvant s'étendre sur une période d'un à quatre mois (Duguet *et al.*, 2003 ; Observatoire des amphibiens d'Auvergne, 2017), les observations effectuées semblent incomplètes. L'infirmer de cette hypothèse aurait nécessité un suivi plus exhaustif comprenant un recensement mensuel à bimensuel étalé sur la totalité de la période de reproduction (février – juillet/août) accompagné d'une identification spécifique et d'un décompte systématique des pontes, des têtards et des juvéniles présents dans chaque bassin.

Cependant, bien que cette hypothèse n'ait pu être vérifiée, il reste admis que les bassins autoroutiers sont occupés par une large gamme d'espèces d'amphibiens, et que, pour certaines d'entre elles, ces bassins représentent des sites de reproduction potentiels. Par conséquent, il est nécessaire d'évaluer l'impact des pratiques de gestion sur ce phénomène.

## **2. Les pratiques de gestion des bassins autoroutiers : quelle influence sur les espèces qui les colonisent ?**

Ces pratiques d'entretien des bassins autoroutiers peuvent être comprises comme la combinaison de trois actions :

- Le curage des bassins, effectué afin d'éviter son comblement par accumulation de boues pouvant, à terme, réduire le volume utile du bassin et diminuer ainsi sa capacité de stockage ;
- Le retrait total ou partiel de la végétation aquatique qui s'y développe et peut engendrer une accumulation plus importante de boues et boucher certaines évacuations ;
- L'installation de filets « anti-batraciens » autour des bassins censés empêcher les animaux concernés de pénétrer dans l'emprise de l'infrastructure ;

Il s'agit ici de comprendre l'influence que peuvent avoir ces pratiques sur les espèces qui colonisent les bassins. Jouent-elles un rôle dans l'attractivité des bassins ? Ont-elles un impact sur les espèces qui colonisent ces ouvrages ?

### **2.1. Fréquence de curage : influence sur la richesse spécifique ?**

Le traitement statistique des résultats de l'ADN environnemental avait tout d'abord pour objectif de vérifier l'hypothèse selon laquelle le nombre d'espèces recensées dans les bassins autoroutiers est influencé par l'entretien qui est fait de ces bassins, soit le nombre de curages et/ou la date du dernier curage. En effet, le curage d'un bassin peut être considéré comme une perturbation du milieu. Cette pratique consiste à retirer les boues qui se sont déposées au fond du bassin concerné lors du processus de décantation des eaux afin d'éviter une réduction du volume utile de rétention et de préserver la fonctionnalité de stockage inhérente aux bassins autoroutiers. Cependant, le curage d'un bassin entraîne également, dans la plupart des cas, un pompage de l'eau et un retrait de la végétation aquatique héliophyte et hydrophyte présente dans le bassin. Le curage des bassins peut également entraîner un effet de dérangement lié à une intensification des activités humaines sur le site au cours de la période de curage. Selon le GEOC (2013), « *le dérangement peut être défini (à l'échelle biologique individuelle) comme*

*toute action ou activité d'origine anthropique constituant un stimulus suffisant (c'est-à-dire perçu comme équivalent à l'attaque d'un prédateur) pour interrompre momentanément une activité habituelle ou pour induire une réponse d'ordre comportementale/physiologique en référence à une situation sans dérangement* ». Cet effet de dérangement peut avoir un impact tant sur l'individu que sur la population (Loose, 2014), notamment chez les amphibiens (Rodriguez-Prieto & Fernández-Juricic, 2005).

L'impact direct de ces pratiques d'entretiens n'a pu être vérifié dans le cadre de cette étude du fait de l'absence de bassins curés en 2018 sur l'autoroute étudiée. Cependant, il a toutefois été possible de vérifier son impact au cours du temps et après des curages plus ou moins anciens en cherchant à vérifier ou à infirmer l'hypothèse selon laquelle **plus le nombre de curages augmente, plus le nombre d'espèces dans les bassins concernés diminue**. Ainsi, il est également possible de faire l'hypothèse inverse. Comme évoqué précédemment, le curage peut entraîner la « mise à nue » du bassin concerné et ainsi lui conférer les caractéristiques d'un milieu pionnier ou temporaire. Ce type de milieu est apprécié par de nombreuses espèces d'amphibiens tels que le Pélodyte ponctué, le Crapaud calamite ou le Sonneur à ventre jaune (Duguet *et al.*, 2003). Ainsi, vérifier statistiquement que le nombre d'espèces recensées dans les bassins autoroutiers est influencé par l'entretien qui en est fait peut être entendu comme une réponse à l'hypothèse selon laquelle **plus le nombre de curages augmente, plus le nombre d'espèces dans les bassins concernés augmente**.

Comme le montre le **tableau 13**, les bassins autoroutiers étudiés ont été curés entre 0 et 5 fois au cours de la période 2010-2016 avec une moyenne de 1,5 curages par bassin. L'application d'un modèle statistique intégrant l'ensemble des facteurs (conception, entretien et facteurs environnementaux) pouvant influencer sur le nombre d'espèces recensées par bassin a montré une absence d'effet significatif de la variable explicative « Nombre de bassins curés » (NB.CUR) sur la variable expliquée « Nombre d'espèces recensées » (ESP2018) ( $z = -0.289$  ;  $p > 0.1$  ; **tableau 14**), et ce quelle que soit l'approche cartographique dont les données sont issues.

Au regard de ces résultats, il est possible d'affirmer que, dans le cas étudié, il n'existe aucune relation statistique entre le nombre d'espèces recensées dans les bassins de l'autoroute A77 et la fréquence de curage de ces derniers.

Tableau 13 : Fréquence de curage dans les bassins étudiés entre 2010 et 2016

N° Bassin	Nombre de curages	Date du dernier curage	N° Bassin	Nombre de curages	Date du dernier curage	N° Bassin	Nombre de curages	Date du dernier curage
07.260	5	2015	44.460	0	-	69.040	0	-
08.160	4	2015	46.770	1	2014	71.460	0	-
21.870	1	2012	48.030	0	-	76.420	0	-
26.770	2	2016	53.325	1	2015	80.667	0	-
27.700	0	-	55.050	0	-	83.400	0	-
30.120	1	2012	55.620	0	-	85.910	2	2016
31.380	1	2015	58.330	0	-	87.910	0	-
33.780	1	2011	61.440	1	2010	89.380	1	2011
34.800	1	2011	65.400	0	-	92.580	2	2014
38.600	0	-	68.400	1	2016	95.790	1	2012
42.450	2	2012	68.500	1	2016	97.900	0	-

Clevenot, 2020

Tableau 14 : Absence d'effet significatif du facteur « Nombre de curage » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.

	GLM 1	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
Approche 1 (Ensembles paysagers)	NB.CUR	-0,03191878	0,11035934	-0,289	0,772408
	SUP	-0,00010787	0,00009765	-1,105	0,269308
	VEG.HELO	1,04240687	0,44675259	2,333	<b>0,019633</b>
	VEG.HYDRO	0,61511949	0,24027951	2,560	<b>0,010467</b>
	FORE	-0,00855552	0,00424925	-2,013	<b>0,044071</b>
	ARTI	-0,01171801	0,01243506	-0,942	0,346020
	EAU	-0,00183590	0,01450869	-0,127	0,899306
	HERB	-0,00205581	0,00518598	-0,396	0,691797
	TYPE	0,16162264	0,29544165	0,547	0,584341
Approche 2 (Cartographie détaillée)	NB.CUR	-0.0517390	0.1031452	-0.502	0.61594
	SUP	-0.0001562	0.0000987	-1.582	0.11357
	VEG.HELO	0.0082678	0.0043768	1.889	<b>0.05889</b>
	VEG.HYDRO	0.0051386	0.0026203	1.961	<b>0.04987</b>
	FORE	0.0046971	0.0057081	-0.823	0.41057
	ARTI	0.0014722	0.0128016	0.115	0.90844
	EAU	-0.0087787	0.0153915	-0.570	0.56843
	HERB	0.0035301	0.0075882	0.465	0.64178
	TYPE	-0.0008199	0.2458573	-0.003	0.99734

Clevenot, 2020

## 2.2. Date de curage : une influence sur les cortèges d'amphibiens ?

Hormis leur fréquence, la date à laquelle les derniers curages ont été effectués pourrait également avoir une influence sur le profil des espèces qui colonisent les bassins autoroutiers. En effet, au sein du groupe des amphibiens, il est possible de distinguer plusieurs cortèges d'espèces définis en fonction de caractéristiques à la fois écologiques et biogéographiques. Selon Duguet *et al.* (2003), « *l'évolution naturelle d'une mare n'est qu'un long processus d'atterrissement qui, à partir d'un stade pionnier sans végétation et oligotrophe, développe plusieurs stades évolués où la végétation aquatique et palustre est de plus en plus présente* ». Certaines espèces, comme le Crapaud calamite ou les Rainettes vertes, s'apparentent au cortège des espèces dites « pionnières » préférant les milieux perturbés ou nouvellement créés. À l'inverse, certaines espèces comme les tritons ou la salamandre tachetée, vont préférer les milieux évolués présentant une végétation aquatique développée et variée. Si le curage peut être envisagé comme une perturbation du milieu, une « mise à nu » du bassin concerné, on peut émettre l'hypothèse que des cortèges spécifiques peuvent être observés en fonction du délai entre la date du dernier curage et celle du recensement d'espèces.

La **figure 25** présentée ci-dessous représente les types de bassins dans lesquels a été recensée chaque espèce, le type de bassin étant ici différencié en fonction de la date du dernier curage. On peut ainsi observer qu'aucune espèce recensée ne semble présenter une préférence significative pour un type particulier de bassin. Le cas de l'Alyte accoucheur (*Alytes obstetricans*) ne peut être utilisé car cette espèce n'a été recensée que dans un seul bassin, ce qui explique sa présence dans un seul type.

La **figure 26** fait écho à ce résultat. Représentant les cortèges d'espèces recensées dans chaque type de bassin (différencié en fonction de la date du dernier curage), elle démontre qu'aucune succession de cortège ne peut être identifiée en lien avec le délai depuis le dernier curage.

Figure 25 : Les différents types de bassins colonisés par chacune des espèces recensées en fonction de la date du dernier curage.

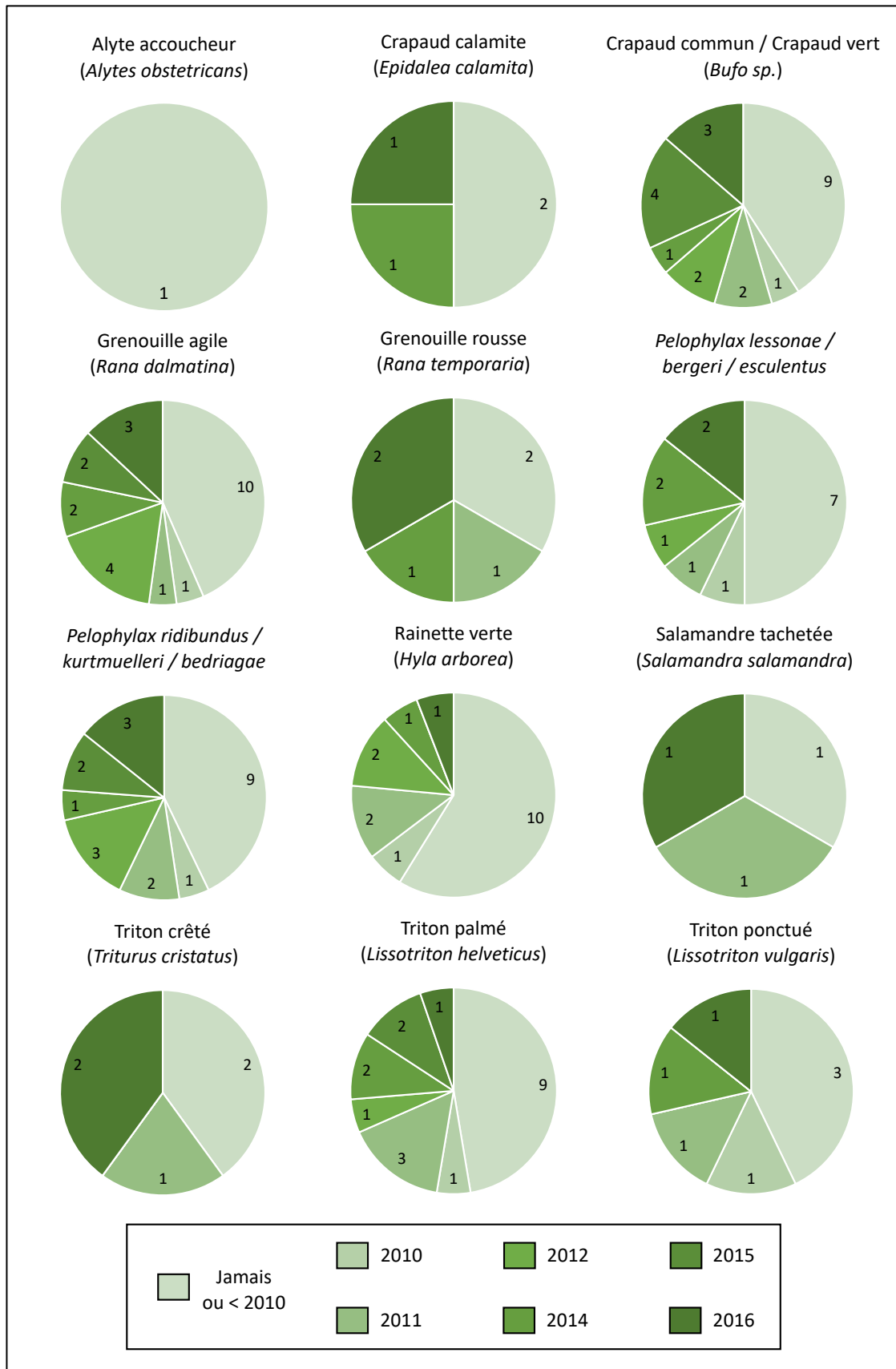
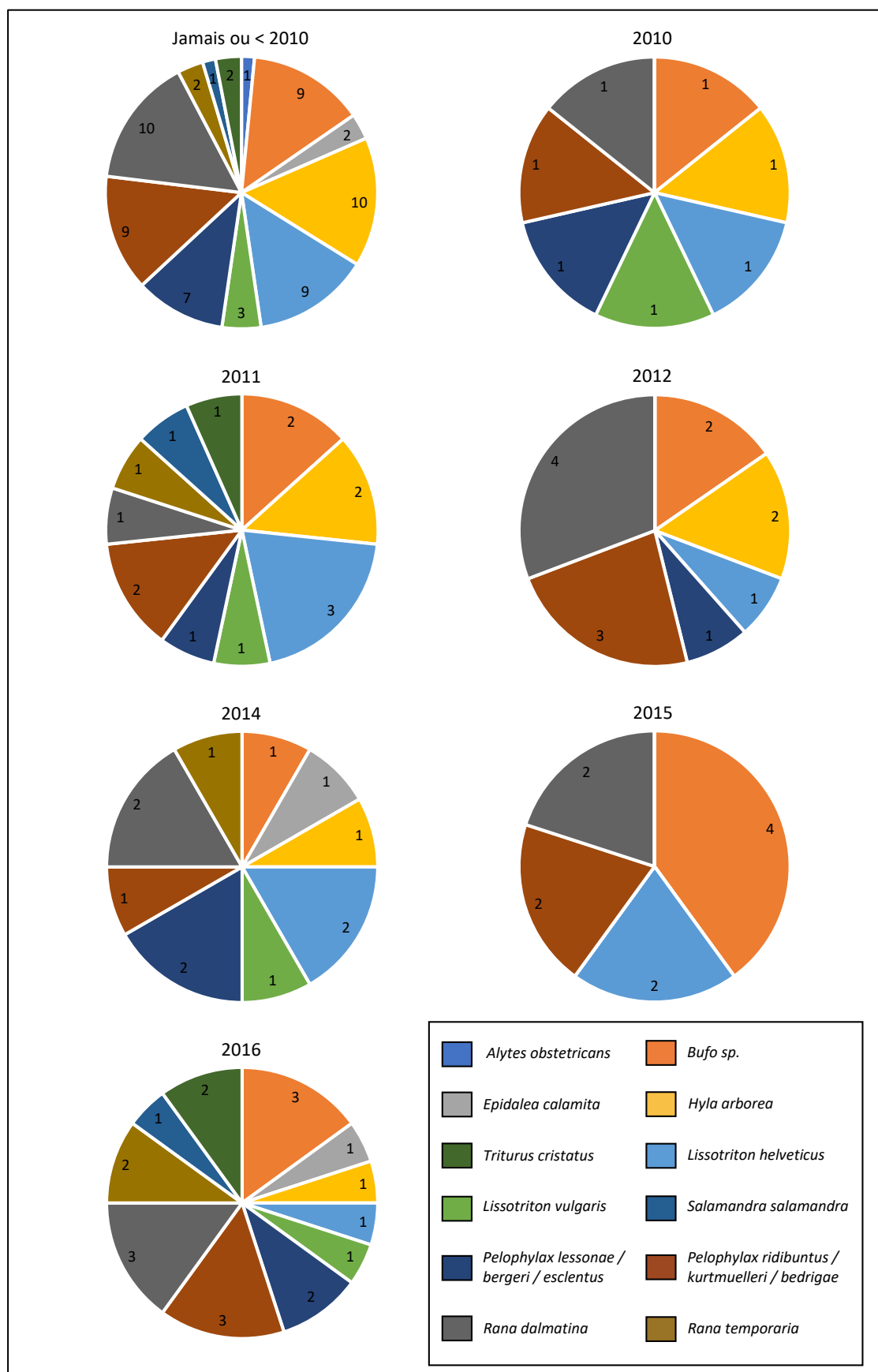




Figure 26 : Cortège d'amphibiens pour chaque type de bassin distingué en fonction de la date du dernier curage



La présence de seulement quatre espèces sur les 12 recensées dans les bassins curés en 2015 ne peut être considérée comme un résultat significatif du fait de la présence de ces 4 espèces dans l'ensemble des autres types de bassins, de ceux n'ayant jamais été curés à ceux ayant été curés en 2016.

Au vu de ces résultats, plusieurs hypothèses peuvent être émises sans qu'aucune conclusion tranchée ne soit possible. Le fait qu'aucune espèce ne semble avoir colonisé un type particulier de bassin et l'absence d'une succession de cortège d'espèces en relation avec la date du dernier curage peuvent s'expliquer par l'absence de bassins curés en 2017 ou 2018 (date de l'échantillonnage). Aucun curage n'ayant été effectué au cours de ces deux années, aucun bassin de mon terrain d'étude ne présentait donc le statut de milieu « nouveau » ou « récemment perturbé », la végétation aquatique ayant eu au minimum deux ans pour recoloniser les bassins les plus récemment curés. L'impossibilité de distinguer des cortèges spécifiques pourrait également être liée à une adaptation des espèces aux exigences écologiques les plus strictes à un panel plus large d'habitats. Cette adaptation pourrait avoir comme objectif de compenser la régression du nombre de mares dans la région liée à la construction de l'autoroute et à l'intensification de l'agriculture.

Cependant, s'il est possible de conclure que la fréquence de curage n'a pas d'impact à long terme sur les populations qui colonisent les bassins concernés, on peut tout de même s'interroger sur l'impact du retrait total de la végétation aquatique lors de ces curages. En effet, les gestionnaires autoroutiers que j'ai pu rencontrer s'interrogent régulièrement sur l'intérêt de laisser une partie de la végétation aquatique en place lors du curage d'un bassin. De leur point de vue, retirer la totalité de la végétation permet de préserver la fonctionnalité technique initiale du bassin, c'est-à-dire sa capacité de stockage.

À l'inverse, la présence de végétation, en particulier en sortie de bassin, peut potentiellement permettre une meilleure filtration de l'eau avant son rejet dans le milieu naturel. La question est ici de savoir si à cela s'ajoute une véritable influence de cette végétation sur la colonisation des amphibiens. Il est clair que si l'attractivité et l'efficacité des bassins autoroutiers en tant que sites-refuges pour les amphibiens sont démontrées, ces éléments peuvent permettre aux gestionnaires d'infrastructure d'atténuer l'image de pollueurs dont ils ne peuvent se défaire complètement.

### 2.3. Influence de la végétation aquatique sur le nombre d'espèces recensées

Selon Duguet *et al.* (2003), la présence de végétation hydrophyte et héliophyte est une caractéristique importante dans l'attractivité d'un site-refuge ou de reproduction pour les amphibiens. En effet, la végétation aquatique joue un rôle en tant que support de ponte ou en tant qu'abri contre les prédateurs mais est également souvent associée à une abondance de proies. Les herbiers ont également un rôle attracteur par l'émission de bouquets de parfum permettant aux amphibiens d'identifier un plan d'eau comme un site de reproduction favorable. Ainsi, « *chaque espèce aurait ses préférences pour un bouquet particulier produit par un certain type de végétation aquatique, dépendant des qualités physico-chimiques d'une mare* » (Duguet *et al.*, 2003).

On peut ainsi émettre l'hypothèse selon laquelle plus le pourcentage de végétation héliophyte et/ou hydrophyte augmente, plus le nombre d'espèces recensées par bassin augmente. Le modèle linéaire généralisé appliqué aux données montre un effet significatif des variables explicatives « pourcentage de végétation héliophyte » (VEG.HELO) et « pourcentage de végétation hydrophyte » (VEG.HYDRO) sur le nombre d'espèces recensées par bassin avec, pour chaque variable explicative, des valeurs statistiques positives (**tableau 15**), et ce quelle que soit l'approche cartographique dont les données sont issues. Ce résultat est confirmé visuellement par le nuage de point montrant la relation entre le nombre d'espèces recensées et le pourcentage de végétation aquatique (**figure 27**).

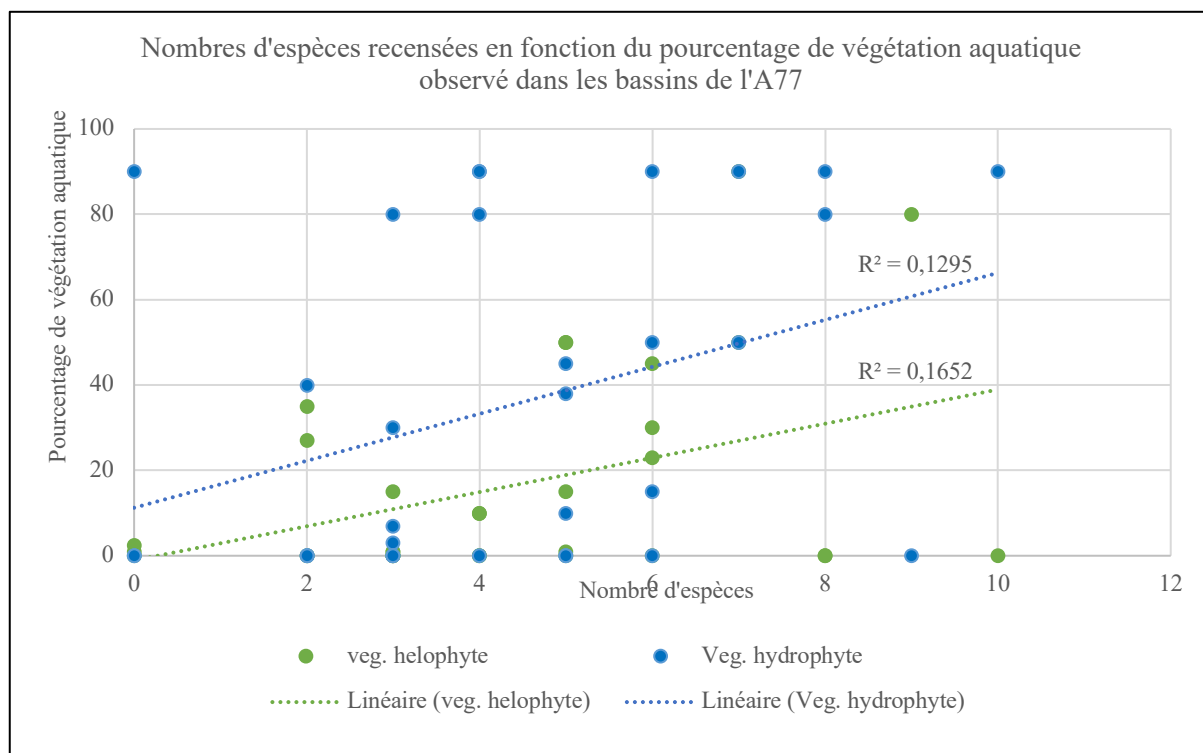
Au regard de ces résultats, il est possible d'affirmer qu'il existe un lien de corrélation positif entre le nombre d'espèces recensées dans les bassins de l'A77 et la présence de végétation héliophyte et hydrophyte dans ces derniers. Ainsi, l'hypothèse selon laquelle plus le pourcentage de végétation aquatique augmente, plus le nombre d'espèces recensées dans les bassins augmente est ici vérifiée.

Tableau 15 : Un effet significatif observé du facteur « pourcentage de végétation hélrophyte / hydrophyte » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.

	GLM 1	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
Approche 1 (Ensembles paysagers)	NB.CUR	-0,03191878	0,11035934	-0,289	0,772408
	SUP	-0,00010787	0,00009765	-1,105	0,269308
	VEG.HELO	1,04240687	0,44675259	2,333	<b>0,019633</b>
	VEG.HYDRO	0,61511949	0,24027951	2,560	<b>0,010467</b>
	FORE	-0,00855552	0,00424925	-2,013	<b>0,044071</b>
	ARTI	-0,01171801	0,01243506	-0,942	0,346020
	EAU	-0,00183590	0,01450869	-0,127	0,899306
	HERB	-0,00205581	0,00518598	-0,396	0,691797
	TYPE	0,16162264	0,29544165	0,547	0,584341
	Approche 2 (Cartographie détaillée)	NB.CUR	-0,0517390	0,1031452	-0,502
SUP		-0,0001562	0,0000987	-1,582	0,11357
VEG.HELO		0,0082678	0,0043768	1,889	<b>0,05889</b>
VEG.HYDRO		0,0051386	0,0026203	1,961	<b>0,04987</b>
FORE		0,0046971	0,0057081	-0,823	0,41057
ARTI		0,0014722	0,0128016	0,115	0,90844
EAU		-0,0087787	0,0153915	-0,570	0,56843
HERB		0,0035301	0,0075882	0,465	0,64178
TYPE	-0,0008199	0,2458573	-0,003	0,99734	

Clevenot, 2020

Figure 27 : Nombres d'espèces recensées en fonction du pourcentage de végétation aquatique.



Clevenot, 2020

## 2.4. L'efficacité des filets « anti-amphibiens » en question

Le dernier facteur de gestion pouvant influencer la présence ou l'absence d'amphibiens dans un bassin autoroutier est la mise en place de dispositifs anti-intrusion. Comme le souligne Jumeau (2017), certaines études démontrant les effets négatifs des polluants routiers sur les amphibiens (malformations, surmortalité etc. ; Massal *et al.*, 2007 ; Snodgrass *et al.*, 2008 ; Reeves *et al.*, 2010 ; Egea-Serrano *et al.*, 2012) ont poussé les associations de protection de l'environnement et le ministère de la Transition écologique et solidaire (via le CNPN) à imposer des mesures de cloisonnement autour des bassins afin d'éviter que la faune n'y pénètre. Comme le montre la note d'information publiée par le Sétra en 2008, il existe différents types de dispositifs : clôtures herbagères, à treillis souples ou soudées à des panneaux rigides. Cependant, tous ces dispositifs ne sont pas efficaces pour les amphibiens. En effet, comme le montre la **figure 28**, ces espèces présentent une capacité à grimper le long des obstacles à franchir.

Figure 28 : Comportement animal et capacité de franchissement d'un obstacle selon les espèces et groupes d'espèces.

Comportement animal	Groupes d'espèces									
	Cerf (Ce) Daim	Chat sauvage (C) Lynx (L)	Chevreuil (Ch)	Sanglier (S) Blaireau	Vison (V) Loutre Putois	Martre Fouine Renard	Lièvre Lapin	Hamster	Hermine Belette	Amphibien Reptile
Sauteur	○ 2,0-2,5 (Ce)*	○ 1,8 (C)	○ 2,0 (Ch)	1,4 (S)		1,4	○ 0,6			
Grimpeur		○ 1,8 (C) 2,0 (L)			○ 2,0 (V)	○ 1,60-2,0			○	○ 0,5 (T)
Fouisseur				○		○	○	○		○

(\*) : Capacité exceptionnelle de franchissement pour l'animal (en mètre)  
(T) : Tortue

Source : Sétra, 2008

Pour les amphibiens, le Sétra recommande ainsi la mise en place de treillis métallique en plaquage sur une clôture comportant des mailles de 6,5 x 6,5 mm d'une hauteur de 60 cm et un rabat de 6 à 10 cm afin d'empêcher l'escalade. Cependant, selon le CEREMA, ce type de treillis n'est pas une barrière totalement efficace : « La maille (6,5 x 6,5 mm) stoppe les crapauds et grenouilles adultes mais laisse passer les tritons de petite taille (adultes et juvéniles). Le treillis

*métallique n'est pas réutilisable (démontage délicat, encombrement, poids, coût). Son utilisation se généralise sur autoroute pour clôturer les emprises, en complément des treillis grande faune. Il est réservé à la protection de la petite faune et son efficacité vis à vis des amphibiens est partielle » (CEREMA, 2019).*

Il existe également des treillis plastiques à mailles fines utilisés temporairement sur les chantiers afin d'éviter toute intrusion de la faune (**figure 29**) et communément appelé filets « anti-batraciens ». Certains peuvent être équipés de bavolet afin d'empêcher leur escalade. Cependant, comme l'indique le CEREMA, il s'agit bien de dispositifs temporaires pouvant rester au maximum quatre ans sur site, nécessitant une surveillance régulière et dont l'efficacité reste à évaluer sur le long terme.

---

*Figure 29 : Filet temporaire de protection des chantiers contre la petite faune et équipé de bavolets.*



*Source : CEREMA, 2019*

---

Sur l'autoroute A77, certains tronçons de l'infrastructure sont équipés de ces filets. Le reste de l'infrastructure n'est équipé que de grillages à mailles larges (152 x 152 mm) adaptés à la grande faune. J'ai donc tenté de vérifier l'efficacité des filets installés à proximité de certains bassins contre la colonisation de ces derniers par les amphibiens. J'ai ainsi comparé les résultats issus du recensement avec la présence (ou l'absence) de filets anti-batraciens autour des bassins

concernés. Le **tableau 16** ci-dessous montre que sur les 33 bassins étudiés sur l'autoroute A77, sept sont équipés de filets anti-batraciens. Sur ces sept bassins, six ont été colonisés par des amphibiens avec jusqu'à sept espèces d'anoures et d'urodèles recensées dans un même bassin. Seul un bassin n'a pas été colonisé.

Tableau 16 : Nombre d'espèces détectées par bassin en fonction de la présence de filet anti-amphibiens.

N° Bassin	Nombre d'espèces détectées en 2018	Bassins avec filet "anti-amphibiens"	N° Bassin	Nombre d'espèces détectées en 2018	Bassins avec filet anti-amphibiens"
07.260 (2)	3	0	58.330 (2)	6	1
08.160 (1)	3	0	61.440 (2)	7	0
21.870 (1)	2	0	65.400 (2)	7	1
26.770 (2)	2	0	68.400 (1)	3	0
27.700 (1)	0	0	68.500 (2)	5	0
30.120 (2)	5	0	69.040 (1)	0	0
31.380 (1)	3	0	71.460 (1)	4	0
33.780 (1)	4	0	76.420 (1)	3	1
34.800 (1)	3	0	80.667 (1)	9	0
38.600 (2)	5	0	83.400 (1)	6	0
42.450 (1)	2	0	85.910 (2)	10	0
44.460 (1)	3	0	87.910 (2)	6	0
46.770 (2)	4	1	89.380 (1)	8	0
48.030 (1)	0	1	92.580 (1)	8	0
53.325 (2)	2	1	95.790 (1)	4	0
55.050 (2)	5	1	97.900 (1)	6	0
55.620 (2)	5	1			

Clevenot, 2020

Ces résultats démontrent l'inefficacité de ces filets anti-batraciens et viennent appuyer les conclusions de l'expérience menée par Jonathan Jumeau (2017, annexe II-3) qui constate que l'efficacité de ce type de dispositif dépend des espèces rencontrées, de l'entretien qui en est fait ainsi que de la taille du bavolet. Ainsi, si le CEREMA recommande de ne plus utiliser ce type de dispositifs, il est conseillé, dans le cas contraire, d'installer un grillage à maille fine comportant des bavolets d'une taille équivalente ou supérieure à 10 cm (Jumeau, 2017, annexe II-3). Cependant, ces filets ne peuvent constituer des dispositifs permanents de protection du fait de leur rapide dégradation. Ils peuvent ainsi être endommagés par des rongeurs qui tenteraient de franchir le grillage, par la végétation ou par le passage d'un engin d'entretien. Sur la **figure 30**, montrant un filet installé à proximité d'un bassin de l'A77, on constate que le filet est déformé à certains endroits par la végétation et qu'il ne comporte pas de bavolets.

La possibilité de passer au travers du filet ou par-dessus en l'escaladant pourrait expliquer l'inefficacité des filets anti-batraciens installés sur l'A77.

---

*Figure 30 : Filet anti-batraciens installé autour d'un bassin de l'autoroute A77*



*Clevenot, 2020*

---

En tout état de cause, on peut conclure que la présence de filet anti-batraciens aux abords de certains bassins de l'autoroute A77 n'est pas un facteur pouvant impacter la colonisation de ces bassins par les amphibiens.

### **3. Les modes d'occupation du sol à proximité des bassins autoroutiers : un facteur d'influence sur la richesse spécifique**

Un autre facteur pouvant influencer la richesse spécifique en amphibiens dans les bassins autoroutiers est la présence d'habitats propices au déplacement ou au maintien de ces espèces, ou au contraire d'habitats défavorables, dans l'environnement proche des bassins étudiés. L'hypothèse sous-jacente à cette idée soutient que les modes d'occupation du sol à proximité des bassins peuvent être un facteur explicatif de la richesse spécifique de ces derniers.



Cependant, nous verrons dans cette partie que l'approche cartographique utilisée pour la collecte de données d'occupation du sol peut, pour certains facteurs, influencer les résultats de l'analyse statistique. L'analyse statistique a tout d'abord été effectuée à partir de la première approche cartographique intégrant des données d'occupation du sol au 1/100 000<sup>ème</sup>. La deuxième approche sera évoquée en troisième sous-partie, à titre comparatif.

### 3.1. Influence des milieux forestiers et agricoles

Si l'on se réfère à l'écologie des amphibiens (voir introduction), les zones humides ne sont pas leur seul habitat et le maintien des populations dépend également de la présence d'un milieu terrestre, le plus souvent forestier, à proximité du site de reproduction. On peut ainsi émettre l'hypothèse selon laquelle plus le pourcentage de surfaces forestières dans l'environnement proche du bassin augmente, plus le nombre d'espèces recensées augmente ; hypothèse axée sur la proximité potentielle entre l'habitat terrestre (zone forestière) et le site de reproduction (bassin autoroutier). On peut également formuler l'hypothèse inverse selon laquelle plus le pourcentage de surfaces agricoles dans l'environnement proche du bassin augmente, plus le nombre d'espèces recensées augmente, hypothèse basée sur le caractère défavorable d'une matrice agricole pour le déplacement des amphibiens (Duguet *et al.*, 2003). J'ai ainsi appliqué 2 modèles linéaires généralisés : le premier (GLM 1) comprenant la variable « superficie des milieux forestiers » (FORE) et le second (GLM 1a) la variable « superficie des milieux agricoles » (AGRI). Les deux variables explicatives ont été testées séparément du fait de leur colinéarité (corrélation négative, voir chapitre 2). La comparaison des deux modèles montre un effet significatif des variables FORE et AGRI sur le nombre d'espèces recensées (**tableaux 17 et 18**), avec des valeurs statistiques respectivement négative (FORE :  $z = -2.013$ ,  $p < 0.05$ ) et positive (AGRI :  $z = 2.013$ ,  $p < 0.05$ ).

Au regard de ces résultats, il serait possible d'affirmer qu'il existe une corrélation statistique entre le nombre d'espèces recensées dans les bassins de l'A77 et l'importance de milieux forestiers et agricoles autour de ces derniers. En effet, les résultats montrent une corrélation positive entre le nombre d'espèces recensées et la présence de milieux agricoles autour des bassins étudiés ainsi qu'une corrélation négative entre le nombre d'espèces recensées dans les bassins de l'A77 et la superficie des milieux forestiers. Ceci pourrait permettre de conclure que plus la superficie en milieu agricole augmente, plus le nombre d'espèces augmente, et que plus la superficie en milieu forestier augmente, plus le nombre d'espèces diminue.

Tableau 17 : Un effet significatif observé du facteur « superficie des milieux forestiers » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.

GLM 1	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
NB.CUR	-0.03191878	0.11035934	-0.289	0.772408
SUP	-0.00010787	0.00009765	-1.105	0.269308
VEG.HELO	1.04240687	0.44675259	2.333	<b>0.019633</b>
VEG.HYDRO	0.61511949	0.24027951	2.560	<b>0.010467</b>
FORE	-0.00855552	0.00424925	-2.013	<b>0.044071</b>
ARTI	-0.01171801	0.01243506	-0.942	0.346020
WATE	-0.00183590	0.01450869	-0.127	0.899306
HERB	-0.00205581	0.00518598	-0.396	0.691797
TYPE	0.16162264	0.29544165	0.547	0.584341

Clevenot, 2020

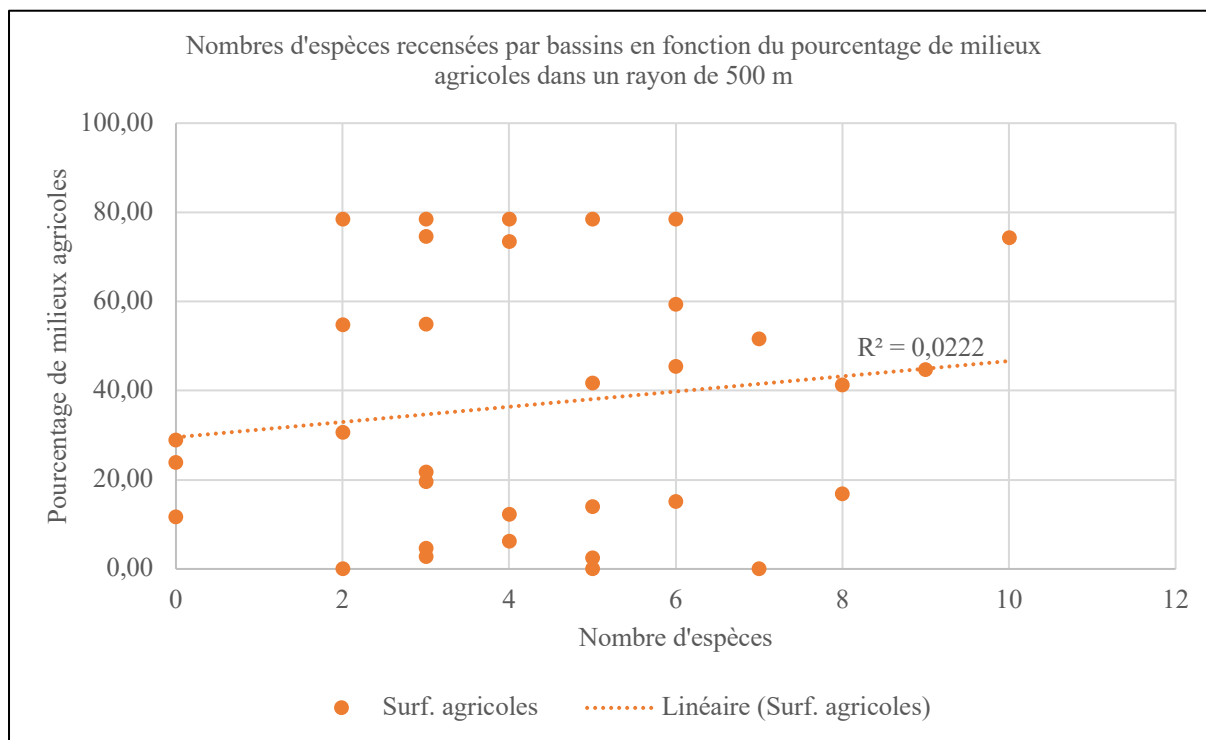
Tableau 18 : Un effet significatif observé du facteur « superficie des milieux agricoles » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.

GLM 1a	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
NB.CUR	-0.03191505	0.11035897	-0.289	0.7724
SUP	-0.00010786	0.00009765	-1.105	0.2693
VEG.HELO	0.01042444	0.00446757	2.333	<b>0.0196</b>
VEG.HYDRO	0.00615122	0.00240279	2.560	<b>0.0105</b>
AGRI	0.00855575	0.00424924	2.013	<b>0.0441</b>
ARTI	-0.00316131	0.01245279	-0.254	0.7996
WATE	0.00671988	0.01564493	0.430	0.6675
HERB	0.00650044	0.00661392	0.983	0.3257
TYPE	0.16164526	0.29544511	0.547	0.5843

Clevenot, 2020

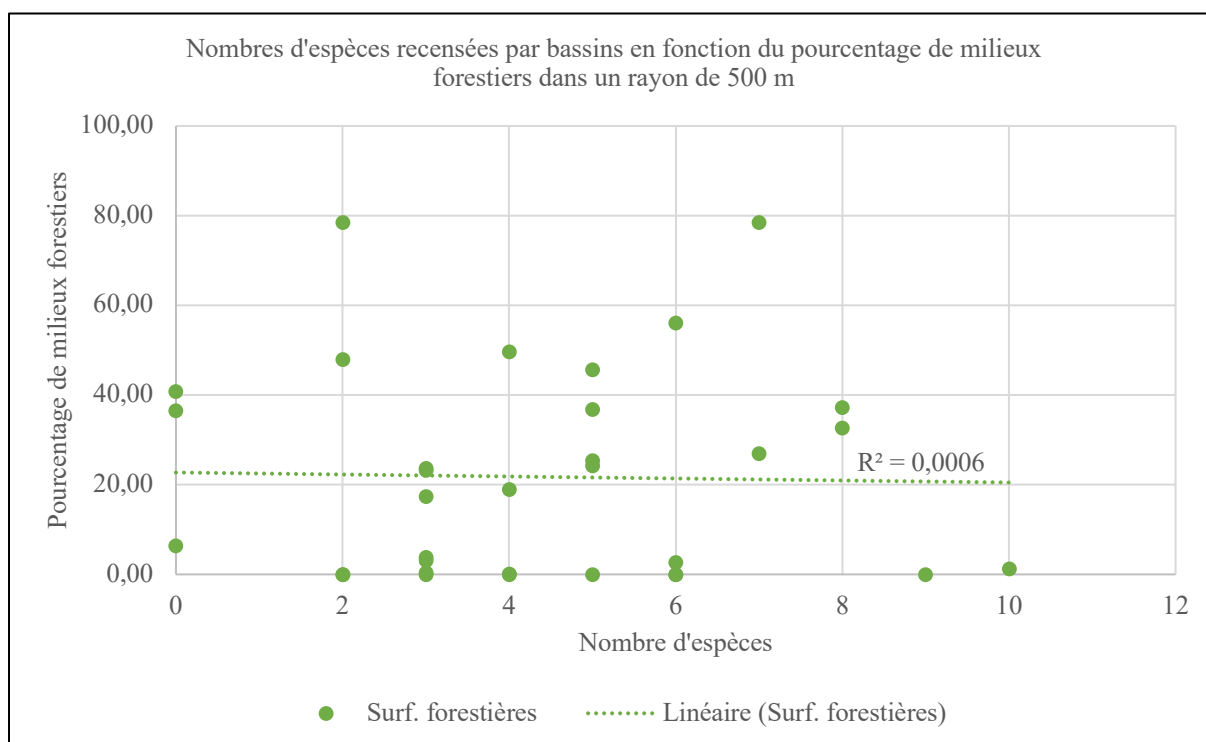
Cependant et malgré un estimate similaire, l'analyse visuelle par nuages de points effectuée à partir des mêmes données montre une tendance plus forte du nombre d'espèces à augmenter en présence de milieux agricoles (**figure 31**) qu'à diminuer en présence de milieux forestiers (**figure 32**). On peut en déduire que le pourcentage de milieux agricoles impacte plus fortement la présence d'amphibiens dans les bassins autoroutiers que le pourcentage de milieux forestiers.

Figure 31 : Nombres d'espèces recensées par bassins en fonction du pourcentage de milieux forestiers dans un rayon de 500m



Clevenot, 2020

Figure 32 : Nombres d'espèces recensées par bassins en fonction du pourcentage de milieux forestiers dans un rayon de 500m



Clevenot, 2020

### 3.2. Influence des milieux aquatiques, enherbés et artificialisés

Suivant l'écologie des amphibiens, la présence de milieux aquatiques autour des bassins étudiés pourrait avoir une influence sur la richesse spécifique des ouvrages en question. En effet, les milieux aquatiques étant utilisés comme sites de reproduction, il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle les amphibiens tendraient à coloniser en premier lieu les sites aquatiques naturels ou plus éloignés de l'infrastructure de transport, la présence de ces milieux impactant ainsi négativement la richesse spécifique des ouvrages. Toujours selon l'écologie des amphibiens, les milieux enherbés voire artificialisés constituant des matrices imperméables au déplacement des amphibiens, il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle la présence de ces milieux impacterait négativement la richesse spécifique des bassins autoroutiers.

Cependant, comme le montre le **tableau 19**, le modèle linéaire généralisé GLM 1 montre une absence de corrélation entre le nombre d'espèces recensées et la présence de milieux artificiels ( $z = -0.942$  ;  $p > 0.1$ ), de milieux enherbés ( $z = -0.396$  ;  $p > 0.1$ ) ou encore de zones humides ou aquatiques (GLM1 :  $z = -0.127$  ;  $p > 0.1$ ).

*Tableau 19 : Absence d'effet significatif des facteurs « superficie des milieux artificialisés », « superficie des milieux aquatiques » et « superficie des milieux enherbés » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.*

GLM 1	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
NB.CUR	-0.03191878	0.11035934	-0.289	0.772408
SUP	-0.00010787	0.00009765	-1.105	0.269308
VEG.HELO	1.04240687	0.44675259	2.333	<b>0.019633</b>
VEG.HYDRO	0.61511949	0.24027951	2.560	<b>0.010467</b>
FORE	-0.00855552	0.00424925	-2.013	<b>0.044071</b>
ARTI	-0.01171801	0.01243506	-0.942	0.346020
WATE	-0.00183590	0.01450869	-0.127	0.899306
HERB	-0.00205581	0.00518598	-0.396	0.691797
TYPE	0.16162264	0.29544165	0.547	0.584341

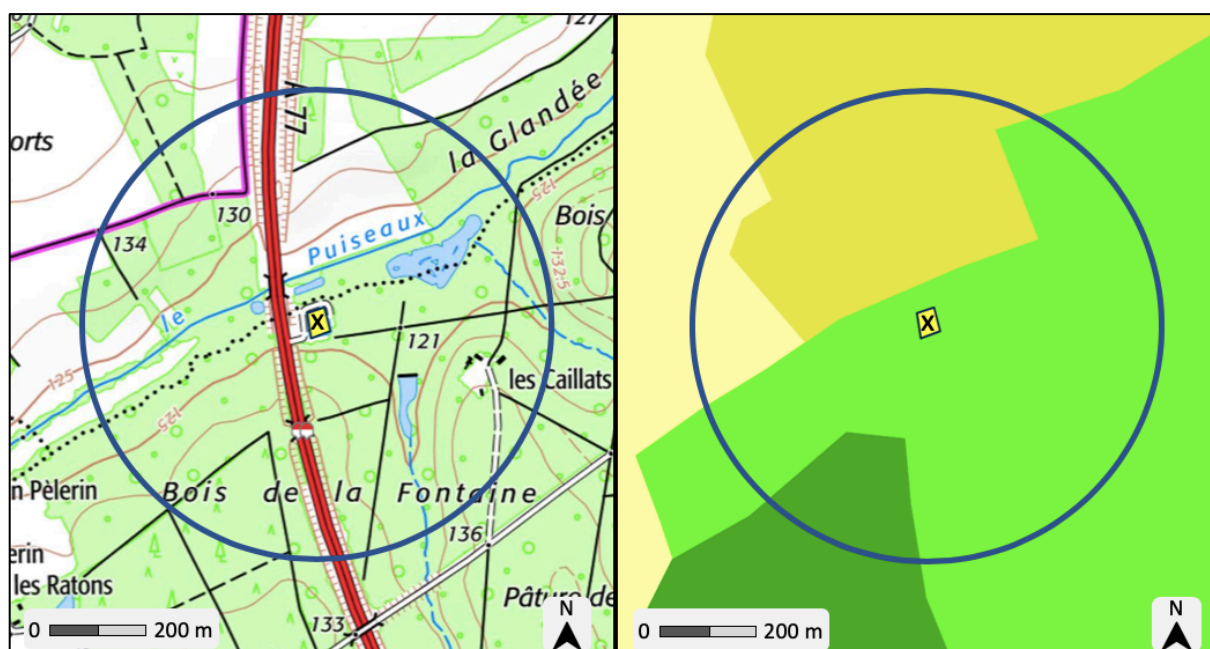
*Clevenot, 2020*

Ces résultats peuvent s'expliquer en partie par l'échelle de précision de la carte d'occupation du sol (Corine Land Cover 2018) qui a servi de base à l'analyse SIG. En effet, l'inventaire biophysique d'occupation du sol Corine Land Cover est produit par interprétation visuelle d'image satellite à une échelle de 1/100 000 (CGDD et SOeS, 2009).

En observant la **figure 33**, on note que certains éléments présents sur la carte IGN (ici à l'échelle 1/10 000) n'apparaissent pas sur la carte Corine Land Cover, tels que les cours d'eau, les petits étangs de même que l'autoroute.

Dans cet exemple, l'environnement du bassin étudié (ici le 46.770), évalué à partir de Corine Land Cover dans un rayon de 500 mètres, est noté comme comprenant 49,58 % de milieux forestiers, 22,75 % de milieux herbacés, 6,21 % de milieux agricoles mais sans aucun milieu aquatique ni artificialisé pourtant présents sur la carte IGN. On y observe ainsi trois zones humides (mares ou étangs) ainsi qu'un cours d'eau permanent (le Puiseaux) et deux cours d'eau temporaires. Ainsi, compte tenu du fait que l'analyse SIG ne prend pas en compte la présence de ces éléments pourtant importants dans la migration et le cycle de vie des amphibiens, aucune conclusion n'est possible quant à l'influence de ces éléments sur la richesse en amphibiens estimée dans les bassins autoroutiers de l'autoroute A77. Pour cela, une analyse plus approfondie de l'occupation du sol à une échelle plus grande (1/10 000 par exemple) serait nécessaire mais n'a pu être effectuée dans le cadre de cette thèse du fait de l'absence d'informations fines et homogènes d'occupation du sol géoréférencées (SRCE Centre, 2014).

Figure 33 : Comparaison des modes d'occupation du sol entre la carte IGN (gauche) et la carte Corine Land Cover (droite) dans un rayon de 500 m autour du bassin 46.770.



Clevenot, 2020

### 3.3. Comparaison avec l'approche cartographique à grande échelle

Si les résultats évoqués précédemment tendent à démontrer une influence du taux de recouvrement des milieux forestiers ou agricoles à proximité des bassins sur la richesse spécifique de ces derniers, la même analyse statistique appliquée aux données issues d'une carte d'occupation du sol à grande échelle impose une interprétation plus nuancée. En effet, si la végétation aquatique reste corrélée, bien que plus légèrement, à la richesse spécifique des bassins étudiés (**figure 34 ; cadres bleus**), le taux de recouvrement des milieux forestiers ne présente plus de relation statistique avec la variable expliquée quand il est calculé à grande échelle (**figure 34 ; cadres rouges**). Les résultats concernant les autres variables explicatives restent eux inchangés. C'est le cas notamment des milieux humides et aquatiques, bien qu'ils apparaissent en plus grand nombre sur la cartographie détaillée (approche 2).

Figure 34 : Comparaison des modèles linéaires généralisés issus des deux approches cartographiques

	GLM 1	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
Approche 1 (Ensembles paysagers)	NB.CUR	-0,03191878	0,11035934	-0,289	0,772408
	SUP	-0,00010787	0,00009765	-1,105	0,269308
	VEG.HELO	1,04240687	0,44675259	2,333	<b>0,019633</b>
	VEG.HYDRO	0,61511949	0,24027951	2,560	<b>0,010467</b>
	FORE	-0,00855552	0,00424925	-2,013	<b>0,044071</b>
	ARTI	-0,01171801	0,01243506	-0,942	0,346020
	EAU	-0,00183590	0,01450869	-0,127	0,899306
	HERB	-0,00205581	0,00518598	-0,396	0,691797
	TYPE	0,16162264	0,29544165	0,547	0,584341
	Approche 2 (Cartographie détaillée)	NB.CUR	-0.0517390	0.1031452	-0.502
SUP		-0.0001562	0.0000987	-1.582	0.11357
VEG.HELO		0.0082678	0.0043768	1.889	<b>0.05889</b>
VEG.HYDRO		0.0051386	0.0026203	1.961	<b>0.04987</b>
FORE		0.0046971	0.0057081	-0.823	0.41057
ARTI		0.0014722	0.0128016	0.115	0.90844
EAU		-0.0087787	0.0153915	-0.570	0.56843
HERB		0.0035301	0.0075882	0.465	0.64178
TYPE	-0.0008199	0.2458573	-0.003	0.99734	

Ces différences au sein de l'analyse statistique suggèrent que la richesse en amphibiens des bassins autoroutiers étudiés peut être influencée par un paysage à dominante forestière (ou à l'inverse agricole) sans que des liens de corrélation nets puissent être observés entre cette richesse spécifique et les taux de recouvrement à grande échelle. Autrement dit, il est possible que l'influence du paysage environnant sur la richesse en amphibiens dans les bassins autoroutiers puisse être expliquée par la présence de plusieurs éléments constitutifs d'un paysage dit « forestier » (parcelles de forêts, lisières forestières, linéaires boisées, ...) sans que les taux de recouvrement, calculés à partir de la superficie des milieux strictement boisés à grande échelle, ne confirment statistiquement cette influence. Ces résultats invitent ainsi à repenser la nature même des variables explicatives. En effet, il est possible qu'une approche par les taux de recouvrement ne soit pas pertinente et que cette influence de la dominante paysagère, au sens large, soit déterminée par d'autres facteurs que la seule superficie des milieux.





## Conclusions de la partie 1

Les résultats présentés dans ce chapitre montrent que les bassins autoroutiers fournissent au minimum des habitats où la reproduction est possible. Cependant, il est difficile d'affirmer que c'est le cas pour toutes les espèces recensées dans ces ouvrages. Des études complémentaires sont donc nécessaires pour vérifier ce rôle, en étudiant notamment l'effet des polluants sur le bon développement des larves et des juvéniles (voir les travaux en cours d'Antonin Conan).

En outre, ces résultats montrent que l'impact des pratiques de gestion appliquées sur les bassins de l'autoroute A77 sur les populations d'amphibiens qui les colonisent varie en fonction de la pratique considérée. Ainsi, les résultats suggèrent que le curage des bassins autoroutiers tel qu'il est pratiqué dans les bassins de l'autoroute A77 n'a pas d'influence sur leur richesse en amphibiens estimée au cours du printemps 2018. La majorité des curages étant effectuée en fin de période estivale pour des raisons pratiques – les niveaux d'eau, assez bas en cette période, facilitant le travail des techniciens – il semble que cette pratique soit adaptée au cycle de vie des espèces qui colonisent les bassins concernés. En effet, en cette période, la grande majorité des espèces a terminé son cycle de métamorphose, diminuant ainsi le risque de mortalité lié au passage et à l'action des engins de chantier. Il est toutefois recommandé de s'assurer de l'absence d'individus dans le bassin avant toute intervention afin de prévenir ce risque. En cas de travaux plus importants nécessitant l'assèchement d'un bassin régulièrement colonisé au cours de la période de reproduction (de mars à juin), il est conseillé d'attendre la fin de cette période pour effectuer le curage ou de mettre en place des mares de substitution. Pour cela, les gestionnaires autoroutiers pourraient s'appuyer sur le réseau d'associations environnementales présentes dans la région (voir partie 3) afin d'évaluer le meilleur emplacement et le profil le plus adapté de la mare en question.

Cependant, les résultats montrent également que le retrait de la végétation aquatique peut avoir un impact sur la richesse en amphibien dans les bassins concernés. Il est ainsi recommandé, dans la limite des contraintes techniques, de laisser une zone végétalisée dans tous les bassins où cette végétation se développe spontanément afin de permettre aux amphibiens qui les colonisent d'y accrocher leurs pontes ou de s'y cacher des prédateurs. Il convient cependant de conserver une zone dégagée pour les espèces préférant les milieux ouverts et bien exposés, et pour préserver la capacité de stockage du bassin. De fait, dans le cas de bassins représentant un

enjeu pour une espèce de milieux pionniers, le retrait de la végétation serait préférable, même si cela entraîne une diminution de la richesse spécifique. Ces pratiques doivent, dans tous les cas, s'inscrire dans une logique technique de gestion des eaux pluviales, quitte à faire évoluer cette ingénierie vers une logique de gestion intégrée en s'inscrivant dans une véritable ingénierie écologique (Gosselin, 2004).

Concernant les modes d'occupation du sol à proximité des bassins autoroutiers, les résultats suggèrent qu'une dominante paysagère peut influencer sur la richesse spécifique. En effet, l'intensification du système agricole étant l'un des principaux facteurs de régression des zones humides, du fait de leur drainage mais aussi de l'imperméabilisation des sols et de l'endiguement des cours d'eau, on peut supposer que les bassins autoroutiers représentent, dans des paysages à dominante agricole, les seuls points d'eau disponibles pour les amphibiens, les bassins autoroutiers étant ainsi utilisés par ces espèces comme sites refuges (Jumeau, 2020). À l'inverse, comme démontré précédemment, un paysage à dominante forestière est négativement corrélé à la richesse en amphibiens dans les bassins autoroutiers. Cela peut signifier que, dans un contexte forestier dans lequel il est possible de trouver des mares naturelles, ces dernières vont être préférées par les amphibiens comme sites de reproduction. On peut alors supposer que les bassins autoroutiers jouent un rôle non-négligeable pour la préservation des amphibiens, surtout dans des paysages dominés par l'agriculture intensive. Cependant, une attention particulière doit être apportée à la gestion qui en est faite, afin qu'ils ne deviennent pas des pièges écologiques pour ces espèces. Ces résultats rejoignent ceux présentés dans des études antérieures sur les facteurs influant la richesse spécifique en amphibiens dans des bassins d'eaux pluviales (Le Viol *et al.*, 2012 ; Jumeau, 2020) ou dans des mares dites naturelles (Beja et Alcazar, 2003 ; Werner *et al.*, 2007 ; Mc Carthy et Lathrop, 2011).

Cependant, comme exposé précédemment, l'approche par la superficie des parcelles d'habitats présente certaines limites qui ne permettent pas de répondre catégoriquement à l'hypothèse d'une influence positive ou négative des milieux adjacents sur la richesse en amphibiens des bassins étudiés. En effet, cette approche ne prend pas en compte un certain nombre de mécanismes pouvant affecter positivement ou négativement le niveau de biodiversité, telles que la connectivité fonctionnelle du paysage, la diversité des habitats disponibles à proximité, ou encore la complémentation du paysage. De fait, Fahrig *et al.* (2017a et b ; 2019) soulèvent la question posée par l'extrapolation d'études menées localement sur la relation entre la taille et l'isolement d'un patch d'habitat et son niveau de biodiversité à l'échelle du paysage (Fletcher

*et al.*, 2018). Selon Fahrig *et al.* (2017a), il n'est pas plus justifié d'attribuer une valeur de conservation inférieure à une petite parcelle isolée qu'à une zone de surface équivalente située dans une grande parcelle. Les auteurs justifient cette affirmation par la nécessité de prendre en compte d'autres mécanismes pouvant influencer sur le niveau de biodiversité d'une parcelle d'habitat, tels que la connectivité du paysage dans lequel s'inscrit cette parcelle. Plus que la taille des parcelles, leur agencement et la manière dont cet agencement permet ou non la circulation des individus sont des facteurs pouvant être déterminants pour la survie d'une population.

De plus, on peut faire l'hypothèse que ces bassins sont utilisés par certaines espèces, non pas comme site de reproduction mais simplement comme sites-relai dans leur processus de dispersion. Cette hypothèse s'appuie notamment sur les résultats obtenus lors du recensement des espèces colonisatrices. En effet, on a pu constater, au regard du tableau 10 (chapitre 3 - 1.2), que certaines espèces ont été recensées en mars mais non en mai, comme c'est le cas pour la Salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*). La deuxième partie de cette thèse questionne ainsi la place et le rôle des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques favorables aux amphibiens, en tant qu'éléments pouvant participer au niveau de connectivité de ces réseaux



---

## **PARTIE 2 :**

### **Les bassins autoroutiers, une contribution aux réseaux écologiques favorables aux amphibiens ?**

La première partie de cette thèse a permis de mettre en lumière un phénomène de colonisation des bassins autoroutiers par plusieurs espèces d'amphibiens. Cette colonisation n'est pas contradictoire avec l'écologie des espèces étudiées, bien au contraire. Elle semble influencée par un complexe de composantes paysagères mais ne semble pas impactée par la gestion qui est faite de ces bassins autoroutiers. Cependant, l'écologie des amphibiens, notamment leur mode de vie biphasique, suggère que les bassins autoroutiers ne sont évidemment pas les seuls habitats utilisés par les populations qui les colonisent. En effet, pour les amphibiens, comme pour de nombreuses espèces terrestres, se déplacer d'un habitat à un autre est vital que ce soit à l'échelle d'un individu pour se nourrir, se reproduire ou pour hiberner, ou à l'échelle d'une population, pour garantir un accès aux ressources et une diversité génétique suffisante au maintien d'une dynamique démographique stable voire positive. Ces déplacements entre habitats peuvent être facilités ou au contraire freinés par des éléments du paysage qui connectent les habitats considérés les uns aux autres ou les séparent (**chapitre 4**).

Pour comprendre les dynamiques inhérentes à la colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens et améliorer la gestion de ces espèces au sein et aux abords des infrastructures de transport, il convient d'envisager l'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers à travers les dynamiques spatiales des amphibiens qui les colonisent, en tenant compte des milieux adjacents et des effets que peut avoir la structure des réseaux spatiaux, et notamment des réseaux écologiques (**chapitre 5**) sur la richesse en amphibiens de ces ouvrages. Grâce au logiciel Graphab inspiré de la théorie des graphes et de l'écologie du paysage, nous questionnerons le rôle et la place des bassins autoroutiers de l'A77 au sein des réseaux écologiques locaux et leur capacité à participer à la connectivité locale. Nous verrons, dans un même mouvement, l'influence que peut avoir le degré de connectivité d'un bassin autoroutier aux réseaux écologiques locaux sur la richesse en amphibiens de ces ouvrages (**chapitre 6**).

Cette partie vise ainsi à répondre à la deuxième question de recherche : **dans quelles mesures ces bassins participent-ils aux réseaux écologiques favorables aux amphibiens ?**



## **Chapitre 4 : Des infrastructures de transport aux amphibiens, les enjeux d'une continuité écologique**

Les interactions entre infrastructures de transport et territoires traversés ont d'abord été envisagées sous le prisme des impacts négatifs engendrés par les infrastructures de transport sur la biodiversité (voir introduction ; Vandeveld *et al.*, 2012). Ces infrastructures sont appréhendées en tant qu'obstacles à la mobilité animale (Yanes *et al.*, 1995 ; Underhill, 2002), avec notamment des effets sur la fragmentation du paysage (Geneletti, 2004 ; Becker et Iuell, 2004 ; Forman et Alexander, 1998). Ces infrastructures peuvent également avoir des conséquences dommageables sur la santé animale et en particulier sur les amphibiens (Wu *et al.*, 1998 ; Relyea, 2005 ; Sanzo et Hecnar, 2006) même si, comme cela est démontré dans la littérature scientifique (chapitre 1 ; Clevenot *et al.*, 2018), ces impacts sont à nuancer en raison de l'écologie de ces espèces. Cependant, depuis la fin des années 1990, de nombreuses études tendent également à envisager ces infrastructures comme des corridors de déplacement longitudinaux pour de nombreuses espèces sans pour autant remettre en cause les études portant sur les effets de fragmentation (Jeusset *et al.*, 2016). On peut ainsi citer, en France, les travaux menés dans le cadre du programme de recherche ITTECOP (Luginbühl, 2013 ; Clevenot *et al.*, 2017 ; Jumeau, 2017 ; Pech *et al.*, 2017 ; Villemey *et al.*, 2018 ; Jumeau *et al.*, 2019). Dans cette optique, au-delà de leur rôle de site de reproduction, est-il possible d'envisager les bassins autoroutiers comme des éléments pouvant contribuer au rétablissement, au maintien voire à la création de réseaux écologiques aux abords des infrastructures de transport ?

### **1. Continuités écologiques en France et en Europe : de l'émergence de l'écologie du paysage aux trames multicolores**

Dans les années 1950, la prise de conscience mondiale des impacts des sociétés humaines sur l'environnement (au sens large) a commencé par le constat de l'épuisement des ressources naturelles et l'observation des changements climatiques globaux. Le rapport Meadows et ses versions successives ont débouché sur la mise en place de conventions portant sur la préservation de certaines ressources renouvelables ainsi que sur le climat en 1992. Concernant les ressources renouvelables, en particulier celles du vivant, notamment les espèces menacées, certaines conventions internationales sont anciennes mais la création de l'Union Internationale de Conservation de la Nature (UICN) a abouti dans un premier temps à la mise en place de

recommandations visant à protéger les espèces et leurs habitats, et en particulier les espèces et habitats les plus rares et/ou les plus menacés.

Les États ont ainsi développé une réglementation identifiant et protégeant juridiquement les espèces. En parallèle, les pouvoirs publics ont constitué des aires protégées, sous la forme de parcs ou de réserves. Pour l'Europe s'est ajoutée depuis la fin des années 1990 la démarche d'élaboration de listes d'espèces remarquables plus ambitieuses que celles de l'UICN, qu'elles intègrent évidemment. En France, le Code de l'Environnement rassemble l'ensemble des procédures d'identification des espèces protégées, d'élaboration de territoires à statuts de protection variés ainsi que la police environnementale. Le Code de l'Environnement est directement consultable et régulièrement mis à jour sur le site Légifrance dédié à l'environnement<sup>8</sup>. L'élaboration de ce droit de l'environnement a permis de réglementer les pratiques de prélèvement d'espèces, avec des taux spécifiques par espèces, variant dans l'espace, dans le temps, et en fonction de la population globale présente en France ou/et sur un territoire en particulier.

Les territoires à enjeux naturels sont multiples et variés, en France. Ils témoignent de l'importance variable des enjeux mais aussi des modes de gestion permettant la création de véritables aires labellisées pour la protection de la nature, en allant de la protection intégrale, dans le cas de certaines réserves, comme à Lauvitel dans les Ecrins, au sud de Grenoble, à un simple signalement pour les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF). Ces politiques publiques se sont renforcées à tous les échelons territoriaux, depuis l'ONU jusqu'aux communes, en France.

Toutefois, l'approche de la gestion durable des espèces a évolué au cours du temps. Ainsi, comme le souligne Chaurand (2017), l'élaboration d'aires délimitées vouées à la protection voire à la pratique d'une certaine « mise sous cloche » (Therville, 2013) a rapidement été reconnue par la communauté scientifique comme limitée et insatisfaisante, bien que nécessaire (Beier et Noss, 1998 ; Baudry, 2002 ; Phillips, 2004 ; Rodrigues *et al.*, 2004 ; Marty et Lepart, 2006 ; Gilbert, 2009). En effet, au cours de la deuxième moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, la construction d'une politique de protection de la nature a nécessairement pris la mesure d'une complexité double. En premier lieu, les espèces sont envisagées comme non figées sur un

---

<sup>8</sup> <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220>

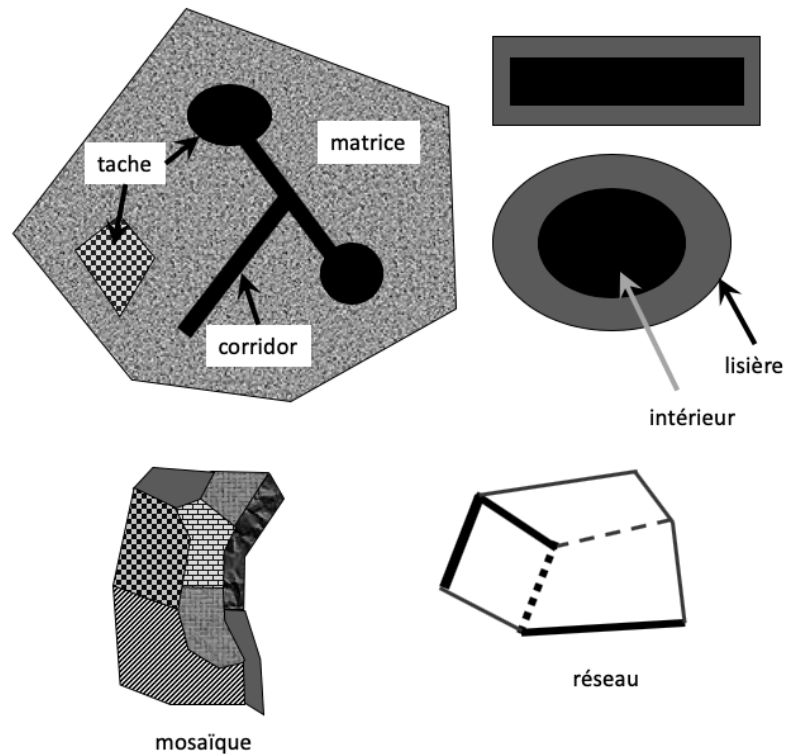


espace déterminé : la biogéographie fait état de continuums, de variabilités, de migrations (Genin et Alexandre, 2011). Les animaux, en particulier, se déplacent, migrent. Dès les années 1970, avec la Convention de Ramsar notamment et son intégration dans le droit national des États signataires, la protection de la nature est envisagée selon des logiques qui intègrent les mouvements de migration des oiseaux, avec des aires en relais successifs pour permettre ces déplacements saisonniers. Pour les végétaux, depuis les années 1990, avec les effets du réchauffement climatique se pose la question des possibilités de migrations des espèces végétales. De ce fait, au cours des dernières décennies, il s'est agi d'envisager des patches de déplacement des semences, puis progressivement, de déplacements des espèces animales, en accompagnement des changements climatiques actuels et à venir. La logique de Natura 2000 fonctionne bien selon cette approche : constituer des patches successifs plus ou moins en relation et permettant les déplacements des espèces, du sud de l'Europe vers le nord. Le second paramètre concerne la dimension complexe, celle des interrelations entre les espèces au sein de communautés, d'écosystèmes, de paysages. On est ici dans la prise en compte de la biodiversité (Mathevet et Godet, 2015).

Les actions de conservation envisagent donc une préservation globale de la biodiversité et non plus seulement de ses éléments les plus remarquables, les plus emblématiques ou les plus menacés (Couderchet et Amelot 2010 ; Chaurand, 2017). Cette évolution de la réglementation et des politiques publiques repose inévitablement sur celle des sciences de la nature. L'écologie inspirée, à ses origines, des travaux du naturaliste Von Humboldt (1769-1859) et du biologiste Haeckel (1834-1919) se distingue alors de la biologie en plaçant au cœur de ses recherches le concept d'écosystème défini par Tansley (1935) comme l'ensemble dynamique des êtres vivants (biocénose) existant dans un même habitat (biotope) et présentant, entre eux et avec l'habitat, des interactions multiples. Axée sur des notions d'équilibre et d'homogénéité des écosystèmes, l'écologie des écosystèmes est elle-même remise en cause dans les années 1980 notamment pour son a-spatialité et l'absence des sociétés humaines dans les systèmes qu'elle décrit (O'Neill 2001 ; Larrère et Larrère 2010). Émerge ainsi l'écologie du paysage qui reconnaît l'instabilité et la variabilité spatiale et temporelle de ces écosystèmes, en plaçant d'ailleurs les impacts des sociétés humaines comme un des éléments importants des déterminants de la dynamique de la biodiversité et en privilégiant une approche interdisciplinaire (Chaurand, 2017). L'écologie du paysage intègre l'hétérogénéité comme une propriété intrinsèque des écosystèmes (Barbault, 1992). La discipline développe ainsi ses liens avec une approche géographique à travers l'étude de la composition, la configuration et la

dynamique des structures paysagères (Fahrig *et al.*, 2011) et en identifiant trois types d'éléments spatiaux dans le paysage : les taches d'habitat (*patches*), les corridors (*corridors*) et la matrice environnante (*matrix* ; Forman et Godron, 1981 ; Burel et Baudry, 1999 ; **figure 35**).

Figure 35 : Éléments théoriques d'une structure paysagère



« La **matrice** est l'élément dominant, englobant ; en son sein, on distingue des **taches** (bosquet, habitations) et des **corridors**, éléments linéaires. L'ensemble des taches constitue une **mosaïque** et l'ensemble des corridors un **réseau**. Au sein des taches (et des corridors), on peut distinguer une **lisière** qui a de très fortes interactions avec la matrice ou les taches voisines, et un milieu **intérieur** dans lequel les interactions sont très faibles ou nulles ».

Clevenot, 2020 d'après Burel et Baudry, 1999

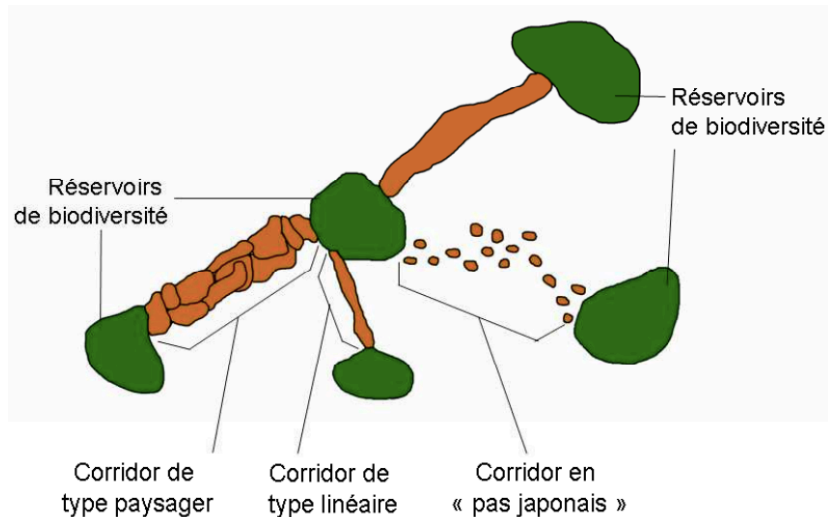
La connectivité du paysage, c'est-à-dire sa capacité à permettre le déplacement des espèces d'une tache d'habitat à une autre, est considérée par les écologues du paysage, comme un processus écologique déterminant pour le maintien des populations (Taylor *et al.*, 1993). Elle peut être structurelle (spatiale) ou fonctionnelle (biologique), cette dernière étant déterminée par l'écologie des individus étudiés, c'est-à-dire leurs propriétés métaboliques, leurs fonctions et les dynamiques démographiques associées. Les linéaires paysagers jouent un rôle clef dans la connectivité du paysage, soit parce qu'ils favorisent le déplacement des individus à travers une matrice imperméable (en tant que corridors), soit, à l'inverse, parce qu'ils freinent voire bloquent les flux d'individus ou de gènes (Burel et Baudry, 1999 ; Primark *et al.*, 2012).

L'écologie du paysage fournit ainsi un cadre méthodologique et conceptuel aux politiques de conservation de la biodiversité mises en œuvre à partir des années 1990 (Debray, 2011). C'est le cas tout d'abord, à l'échelle européenne, du réseau Natura 2000, issu de la mise en œuvre des Directives Oiseaux (1979) et Habitats Faune Flore (1992). L'article 10 de la Directive Habitats Faune Flore met ainsi en avant l'objectif de construire un réseau fonctionnel à travers « *la gestion d'éléments du paysage [...] qui, de par leur structure linéaire et continue (tels que les rivières avec leurs berges ou les systèmes traditionnels de délimitation des champs) ou leur rôle de relais (tels que les étangs ou les petits bois), sont essentiels à la migration, à la distribution géographique et à l'échange génétique d'espèces sauvages* ». Cependant, la construction du réseau Natura 2000 s'est faite sous la forme d'une collection de sites naturels d'intérêt communautaire, soit les Zones de Protection Spéciales (ZPS), désignées au titre de la Directive Oiseaux, et les Zones Spéciales de Conservation (ZSC), issues de la Directive Habitats (Locquet, 2016) et peu d'études permettent aujourd'hui de conclure sur l'effective connectivité de ce réseau telle qu'entendue par les écologues du paysage (Burel et Baudry, 1999 ; Locquet et Clauzel, 2018). En effet, la plupart des études menées sur ce sujet ayant été réalisées à l'échelle locale, il semble difficile d'extrapoler les résultats à l'échelle du réseau européen. De plus, beaucoup d'études ont été appliquées à un seul type de site (ZPS ou ZSC) ou, à l'inverse, ne différencient pas les sites Natura 2000 des autres réseaux d'aires protégées (Billon et Rouveyrol, 2019).

Ainsi, d'après Amsallem *et al.* (2010), la notion de « réseau écologique » ne devient véritablement un concept central des politiques européennes de protection de la biodiversité qu'avec la Stratégie paneuropéenne pour la protection de la diversité biologique et paysagère (1995), de laquelle découlera la mise en place du Réseau écologique paneuropéen (REP) (Fabos et Ahern, 1996). En France, la ratification de cette stratégie paneuropéenne a abouti à la mise en place d'un réseau écologique national appelé Trame verte et bleue (TVB), initié en 2007 par le dispositif Grenelle et visant à « *rétablir les flux d'espèces de faune et de flore sauvages entre les zones de haute valeur écologique...* » (selon l'article 73 du Grenelle). Cet outil de planification et d'aménagement du territoire répond davantage que le précédent (*i.e.* Natura 2000) à cette nécessité de considérer les mouvements entre éléments du paysage comme des processus inhérents au maintien des populations (Burel et Baudry, 1999). En effet, les trames vertes et bleues constituent un réseau formé de continuités écologiques terrestres (« vertes ») et aquatiques (« bleues ») comprenant des réservoirs de biodiversité dont un quart environ correspondent à des sites identifiés dans le cadre du réseau Natura 2000 (Billon et Rouveyrol,

2019). Elles incluent également des corridors écologiques continus ou discontinus (dits en « pas japonais ») qui assurent une connectivité structurelle ou fonctionnelle entre les réservoirs de biodiversité (**figure 36**).

Figure 36 : Les différents corridors écologiques de la trame verte et bleue



COMOP, T., 2010

Depuis la mise en place du dispositif « trame verte et bleue », de nombreuses études sont venues agrandir l’arc-en-ciel de trames qu’il semble nécessaire de prendre en compte pour améliorer l’état de conservation des habitats naturels et des espèces, et favoriser le déplacement de ces dernières. Il existe ainsi un projet « trames noires » intégrant la pollution lumineuse comme critère d’identification des connectivités écologiques en faveur des espèces nocturnes (Sordello, 2017a ; Sordello *et al.*, 2018). Sordello (2017b) évoque également la nécessité d’envisager la notion de trame à d’autres niveaux que celui de la surface du sol, en incluant des « trames aériennes » pour les déplacements de la faune dans les airs (voir DEAL Réunion, 2014) ainsi que des trames « brunes » (Sordello, 2017b) correspondant à un milieu souterrain dans lequel circulent et se développent un grand nombre d’espèces animales, végétales, bactériennes et fongiques.

Au milieu de tout cela, les infrastructures de transport terrestres sont le plus souvent évoquées dans la littérature comme des éléments de fragmentation, parfois nommées « trames grises » par opposition aux trames écologiques (Rougier, 2016). Cependant, depuis quelques années, certaines études tendent à démontrer la capacité des infrastructures à constituer, elles aussi, des corridors de déplacement pour la biodiversité.

## 2. Infrastructures de transport et continuités écologiques ?

Les infrastructures de transport sont connues pour être des éléments fragmentant des paysages qu'elles traversent (Forman and Alexander, 1998 ; Trombulak and Frissell, 2000 ; Balkenhol and Waits, 2009) et des obstacles à la mobilité des espèces indigènes (Epps *et al.*, 2005 ; Hepenstrick *et al.*, 2012) en entraînant une rupture de la connectivité structurelle et fonctionnelle des paysages (Taylor *et al.*, 1993 ; Primack *et al.*, 2012).

Cependant, comme le soulignent Villemey *et al.* (2018), les études menées jusqu'à présent sur la fragmentation du paysage ont considéré les infrastructures de transport de manière transversale en portant principalement sur les flux de dispersion perpendiculaires à ces infrastructures. Cependant, plusieurs études démontrent que les accotements des infrastructures de transport peuvent s'avérer être de véritables corridors longitudinaux. Les premières études se sont d'abord concentrées sur l'aspect négatif de ce phénomène. Elles démontrent que les infrastructures de transport constituent de véritables corridors de dispersion pour les espèces invasives, en fournissant des milieux aux conditions physiques spécifiques, caractérisés par un régime de perturbations particulier donnant lieu à des niches de diversité biologique et réduisant ainsi le nombre de concurrents potentiels pour l'espace et les ressources (Trombulak and Frissell, 2000 ; Bergès *et al.*, 2010 ; Catford *et al.* 2012 ; Ascensão et Capinha, 2017).

Néanmoins, plusieurs études affirment que ce rôle de corridor ne se limite pas aux espèces invasives et que les emprises d'infrastructures de transport terrestres jouent un rôle positif pour un grand nombre de taxons (Ries *et al.* 2001 ; Saarinen *et al.* 2005 ; O'Farrell et Milton 2006 ; Wehling et Diekmann 2009 ; Holderegger et Di Giulio, 2010). Elles sont en effet utilisées comme corridor de dispersion par de nombreuses espèces végétales (Penone *et al.*, 2012 ; Clevenot *et al.*, 2017) ou animales (Bolger *et al.*, 2001 ; Jumeau, 2017 ; Villemey *et al.*, 2018). Certains auteurs suggèrent ainsi que les emprises d'infrastructures de transport terrestres, parce qu'elles peuvent être assimilées à des milieux végétalisés linéaires et quasiment continus proches des prairies semi-naturelles, favorisent une « connectivité longitudinale » pour bon nombre d'espèces indigènes en particulier dans des paysages fortement fragmentés et anthropisés (Tikka *et al.* 2001 ; Vandavelde et Penone, 2017 ; Villemey *et al.*, 2018), notamment du fait de la proximité immédiate et de l'absence d'obstacle majeur entre ces emprises et les milieux adjacents (Menier *et al.*, 1998). Par ailleurs, certaines études, comme celle de Prunier *et al.* (2014) vont jusqu'à remettre en cause l'inéluctable effet « barrière » des

infrastructures de transport, en se basant notamment sur les flux génétiques intra-population. La revue de littérature d'Holderegger et Di Giulio (2010) souligne ainsi que « *si les routes diminuent la connectivité fonctionnelle et augmentent la différenciation génétique des populations [...], elles agissent rarement comme des barrières complètes au mouvement des animaux* ».

De ce fait, on peut s'interroger sur la manière dont les bassins autoroutiers participent à la connectivité longitudinale et/ou transversale des infrastructures autoroutières pour les amphibiens et sur leur véritable place au sein des continuités écologiques. La réponse à cette question dépend en grande partie de l'écologie des amphibiens.

### **3. Amphibiens et continuités écologiques**

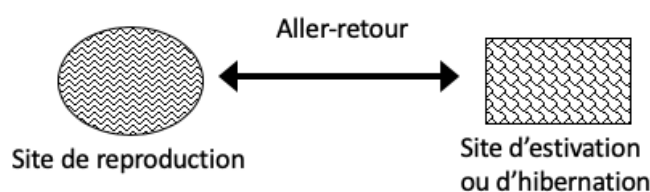
Comme évoqué en introduction, l'écologie des amphibiens répond à un mode de vie biphasique qui comprend un ou plusieurs sites aquatiques (pour la reproduction) et terrestres (pour l'estivation et l'hibernation). Ainsi, lors de la *migration saisonnière*, les adultes migrent depuis leur site terrestre d'hibernation vers un site aquatique de reproduction pour s'y accoupler et y pondre leurs œufs. Ce mouvement est intra-populatoire et bidirectionnel (**figure 37a** ; Semlitsch, 2008). Chez de nombreuses espèces d'amphibiens, la majorité des individus reproducteurs d'une population retournent sur leur site de naissance afin de s'y reproduire eux-mêmes. Ce comportement (appelé « philopatrie ») est en partie expliqué par les risques physiologiques et écologiques que peut induire la recherche d'un nouveau site de reproduction tels que la perte d'eau, le stress thermique ou la prédation (O'Connor et Tracy, 1992 ; Tracy *et al.*, 1993).

Cependant, certains individus dits « disperseurs » ne reviennent pas sur leur site de naissance et colonisent de nouveaux sites de reproduction. Ce type de déplacement, appelé *dispersion*, suggère un fonctionnement de ces espèces par métapopulation. Le modèle théorique de Levins (1969) décrit une métapopulation comme l'ensemble des populations locales d'une même espèce (appelées « sous-populations »), divisées dans l'espace mais liées entre elles par des flux de dispersion permettant les échanges génétiques (Levins, 1969 ; Hanski, 1998 ; Barbault, 2003). Le modèle décrit ainsi des sous-populations implantées dans différentes taches d'habitats qui peuvent être temporairement occupées ou vacantes et depuis lesquelles certains individus se dispersent pour coloniser une tache vacante ou renforcer une autre sous-population.

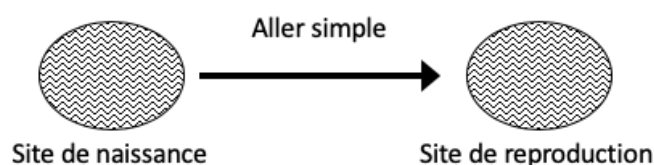
Ce phénomène est lui aussi indispensable à la survie d'une métapopulation puisqu'il permet à la fois de maintenir une certaine diversité génétique au sein de la métapopulation afin d'en assurer la viabilité mais également d'équilibrer le nombre d'individus entre les différentes sous-populations en cas de mortalité massive soudaine au sein d'une sous-population (phénomène appelé « effet sauvetage » ; Primack *et al.*, 2012). Le phénomène de dispersion chez les amphibiens, principalement observé chez les juvéniles, est ainsi caractérisé par des mouvements unidirectionnels de quelques individus depuis leur site natal vers des sites de reproduction qui ne sont pas ceux de naissance et qui ne sont pas inclus dans les sites utilisés par la population locale, bien qu'ils puissent être occupés par d'autres espèces (**figure 37b**).

Figure 37 : Phénomènes de migration (a) et de dispersion (b) chez les amphibiens.

**a. Migration (intra-population)**



**b. Dispersion (inter-population)**

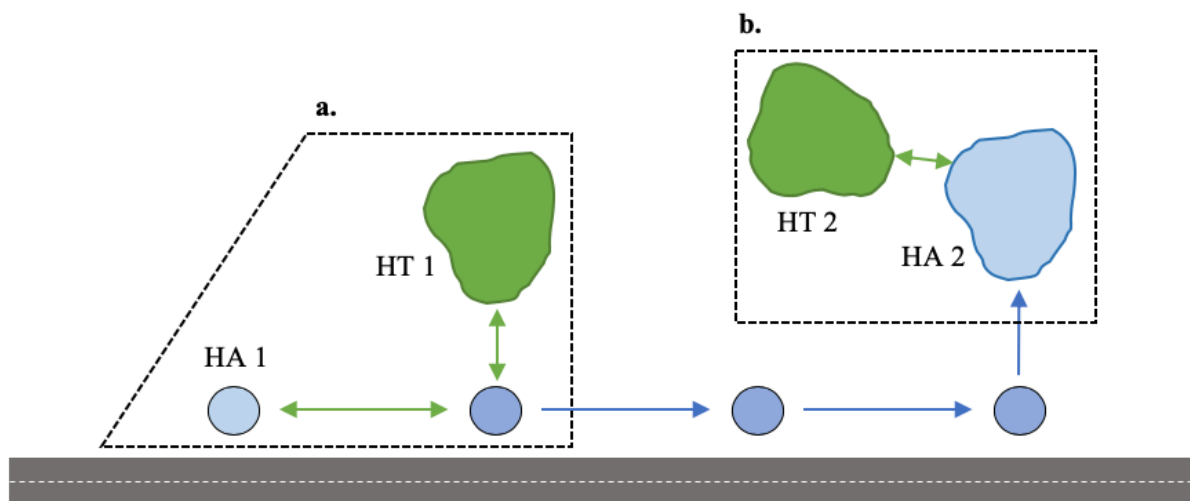


*Clevenot, 2020 d'après Semlitsch, 2008*

Au vu des résultats exposés en première partie de cette thèse, il est possible d'affirmer que les bassins autoroutiers peuvent être considérés comme des sites de reproduction potentiels pour certaines espèces d'amphibiens. Cependant, est-il possible d'envisager que ces bassins n'aient pas seulement une fonction d'habitat mais également un rôle à jouer dans les dynamiques de dispersion de ces espèces ? En effet, si des mesures de franchissement des infrastructures autoroutières, tels que les crapauducs, sont régulièrement mises en place en faveur des amphibiens, ces ouvrages ne constituent que des voies de circulation sans possibilité de repos ou de nutrition. Pourtant, les déplacements à travers la matrice paysagère, qu'ils soient migratoires ou de dispersion, peuvent être coûteux pour les amphibiens, en matière d'énergie mais également parce qu'ils représentent un risque de prédation (Duguet *et al.*, 2003).

Ce « coût de déplacement » est variable en fonction du milieu traversé (Joly *et al.*, 2003 ; Zanini, 2006 ; Decout et Luque, 2010) mais il peut être réduit par la mise en place de corridors écologiques ponctués de sites-relais (« stepping stones » ; Semlitsch, 2002 ; Hendoux, 2006 ; Ouellet et Leheurteux 2007). De fait, comme le soulignent Jongman *et al.* (2002) « les corridors écologiques doivent répondre aux exigences de l'habitat des espèces animales utilisant le corridor. [...] Dans certains corridors, des lieux de repos peuvent être conçus pour des espèces de petite taille ou des espèces ayant une possibilité limitée de traverser de longues distances ». Partant de ce postulat et au regard des dynamiques migratoires exposées précédemment, il semble important de questionner le rôle des bassins autoroutiers non plus à la seule échelle de l'unité fonctionnelle des populations qui s'y développent (**figure 38a**), mais également à l'échelle des réseaux écologiques auxquels ils seraient susceptibles d'appartenir en tant que sites-relais dans les chemins de déplacement des espèces qui les occupent temporairement (**figure 38b**).

Figure 38 : Rôle potentiel des bassins autoroutiers dans la migration et la dispersion des amphibiens



HT : habitat terrestre ; HA : habitat aquatique ;  $\longleftrightarrow$  migration saisonnière ;  $\longrightarrow$  dispersion

Clevenot, 2020

Dans le cas **a**, les individus de la population locale étudiée utilisent un bassin autoroutier comme habitat aquatique (HA1) et profitent de la proximité entre les bassins autoroutiers pour rejoindre leur habitat terrestre (HT1). Dans le cas **b**, les individus disperseurs issus de cette population utilisent la proximité entre les bassins pour coloniser des nouveaux habitats (HA2 & HT2) et/ou rejoindre une autre population.

L'objectif de cette deuxième partie est donc de s'interroger sur l'influence de la place des bassins au sein des réseaux écologiques sur le phénomène de colonisation par les amphibiens



mais également de questionner le rôle joué par ces ouvrages au sein des continuités écologiques en tant que sites-relais, sous la forme de « pas japonais » (*stepping stones* ; Bennett, 1999) permettant à des individus disperseurs de coloniser des sites de qualité supérieure et/ou de rejoindre un groupe distinct de leur groupe d'origine. Autrement dit, cette deuxième partie vise à questionner les interactions entre les bassins autoroutiers et les continuités écologiques locales dans les dynamiques de migration et de dispersion des amphibiens. La place des bassins autoroutiers dans les continuités écologiques locales influe-t-elle sur le nombre d'espèces qui les colonisent ? Et dans quelles mesures les bassins autoroutiers peuvent-ils participer à l'augmentation de la connectivité des territoires traversés par l'infrastructure dont ils dépendent en faveur des populations locales d'amphibiens ?

Dans cette perspective et pour répondre à ces questions, le logiciel GRAPHAB est considéré comme l'outil le plus pertinent. En effet, il permet, à partir d'une carte d'occupation du sol et de données sur les modalités et conditions de déplacement des amphibiens, de modéliser les continuités écologiques favorables à ces espèces. Il permet ainsi de distinguer, dans un contexte donné, les éléments paysagers indispensables aux déplacements et par conséquent à la préservation des populations d'amphibiens étudiées. En partant de l'hypothèse que les bassins autoroutiers peuvent être assimilés, au regard des chapitres précédents, à des mares dites « naturelles », il est possible de les intégrer aux modèles en tant que taches d'habitat pour les populations locales d'amphibiens. Cette intégration permet d'identifier les interactions éventuelles (théoriques) entre les bassins autoroutiers et les milieux adjacents et de déterminer le potentiel rôle joué par ces ouvrages dans les mouvements de migration et de dispersion des amphibiens dans le contexte paysager étudié.



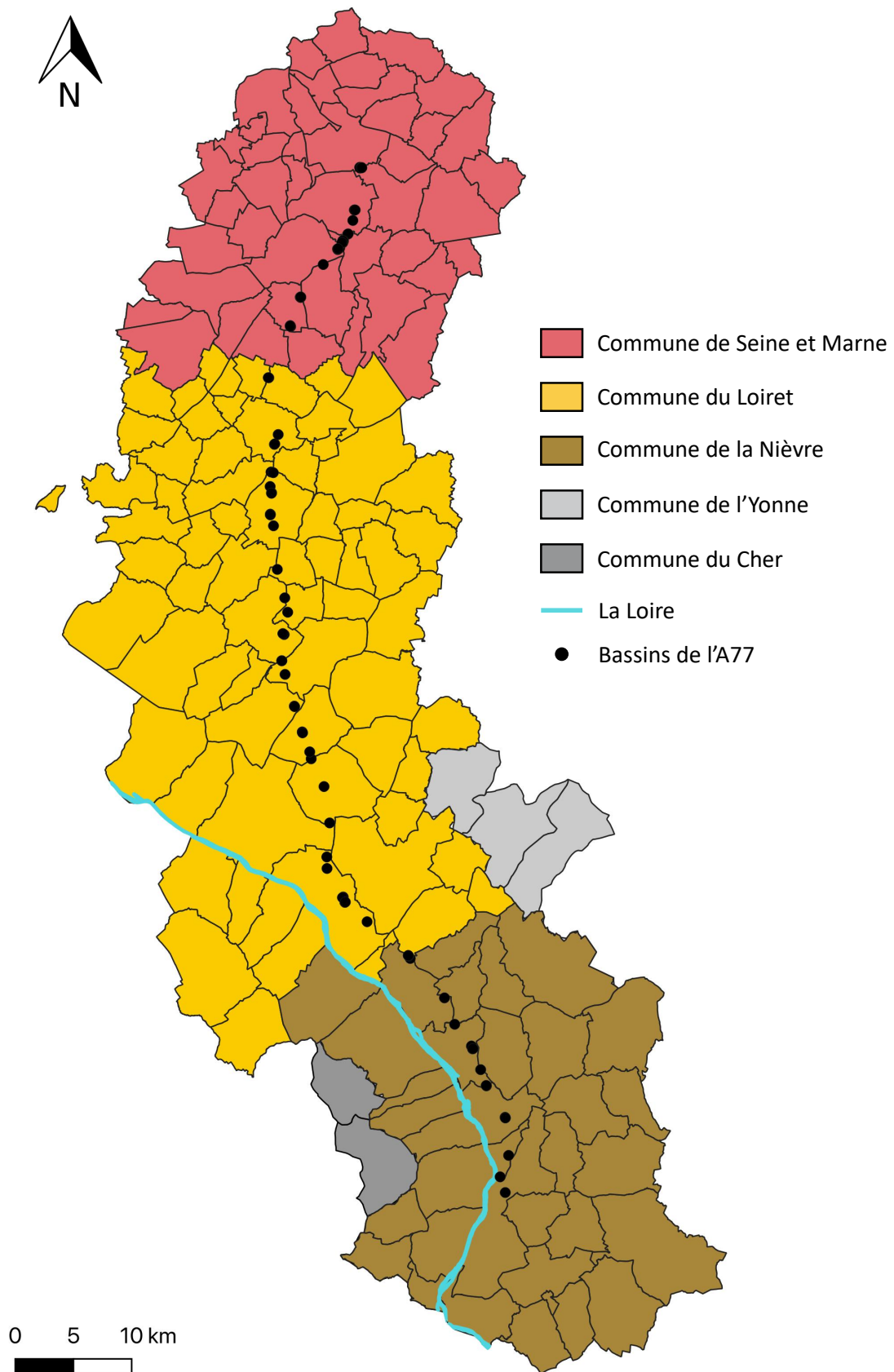
## Chapitre 5 : Les bassins autoroutiers comme variable dans la modélisation des réseaux écologiques

La modélisation des réseaux écologiques permet d'identifier théoriquement les corridors utilisés par une ou plusieurs espèces cibles pour rejoindre une tache d'habitat (Bunn A.G. *et al.*, 2000 ; Ricotta C. *et al.*, 2000 ; Urban D.L. & Keitt T.H., 2001 ; Foltête J.-C. *et al.*, 2012a et b). La modélisation de ces réseaux nécessite la construction d'une carte d'occupation du sol à partir de laquelle chaque type de milieu est identifié comme étant plus ou moins favorable au déplacement d'une espèce. En se basant sur la théorie des graphes et en s'appuyant sur l'écologie de l'espèce ou du groupe d'espèces étudié, la modélisation des réseaux écologiques permet l'identification et la quantification des chemins de moindre coût écologique pouvant être utilisés par cette espèce ou ce groupe d'espèces pour se déplacer (Girardet & Clauzel, 2018). Cette méthode a été utilisée dans le cadre de cette étude afin d'évaluer le rôle et la place des bassins autoroutiers de l'A77 dans les réseaux écologiques théoriquement favorables aux amphibiens dans la zone d'étude concernée.

### 1. Définition de la zone d'étude

Afin de m'assurer d'avoir une zone d'étude suffisamment large pour y inclure l'ensemble des habitats pouvant constituer un élément des réseaux écologiques (Fahrig *et al.*, 2019) potentiellement utilisés par les populations d'amphibiens colonisant les bassins autoroutiers étudiés, je me suis référée à leur capacité moyenne de dispersion. Comme vu précédemment, les amphibiens présentent deux types de déplacement : la migration saisonnière et la dispersion. Si la migration saisonnière se caractérise par des distances de déplacement assez courtes, allant de 120 à 2500 mètres (Semlitsch et Bodie, 2003 ; Semlitsch, 2008), les distances de dispersion sont, elles, susceptibles d'être comprises entre 2 et 10 kilomètres (Smith et Green, 2005), les chiffres supérieurs étant cependant présentés par leurs auteurs comme des cas extrêmes et rares. Par conséquent, la zone d'étude retenue comprend l'ensemble des communes dont tout ou partie du territoire se trouve dans un rayon de 10 kilomètres autour de l'infrastructure autoroutière (**figure 39**).

Figure 39 : Délimitation de la zone d'étude par la sélection des communes de Seine et Marne, du Loiret et de la Nièvre situées à 10 kilomètres ou moins des bassins étudiés.



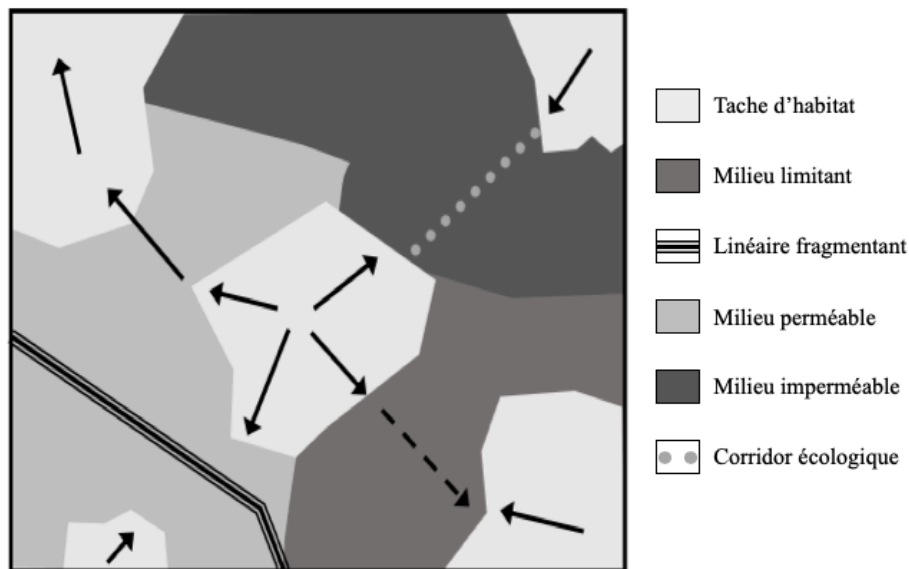
Seules les communes des départements traversés par l'autoroute A77 ont été incluses dans la zone d'étude, qui comprend donc les communes de la Seine et Marne (77), du Loiret (45) et de la Nièvre (58). Ce choix explique l'absence de plusieurs communes du Cher (18) et de l'Yonne (89) aux marges de la zone considérée. De même, seul le tronçon de l'A77 géré par la société APRR a été étudié. Le choix de s'appuyer sur le maillage administratif tient dans le rôle de plus en plus important des collectivités territoriales en matière d'environnement (Clap et Moral, 2010). Comme le souligne Dantonel-Cor (2009) « *le Grenelle de l'Environnement les a identifiées [les collectivités territoriales] comme des acteurs essentiels du développement durable, car elles possèdent un patrimoine important, gèrent de nombreux services publics et exercent des compétences qui ont un impact direct ou indirect sur l'environnement* ».

Ainsi, les résultats de cette étude ayant pour vocation de participer à l'amélioration des pratiques de gestion de la biodiversité, la délimitation de la zone d'étude ne pouvait se faire sans la prise en compte d'une cohérence territoriale et surtout foncière des modes de gestion sur l'infrastructure autoroutière étudiée mais également au sein des territoires qu'elle traverse. Cependant, il est important de souligner que ce choix méthodologique implique de ne pas tenir compte des réseaux écologiques présents sur les territoires adjacents. Cela entraîne donc un biais d'analyse notamment en ce qui concerne les potentiels réseaux écologiques situés dans les communes de l'Yonne au sud-est de la carte. Concernant les communes du Cher pouvant être incluses dans la zone d'étude, le biais est ici peu conséquent du fait que la Loire, située sur la limite administrative séparant la Nièvre du Cher, peut être considérée comme une barrière infranchissable pour les amphibiens.

## **2. Caractérisation des milieux en fonction du coût de déplacement qu'ils induisent pour les amphibiens**

Les réseaux écologiques correspondent à l'ensemble des habitats vitaux et des éléments permettant aux espèces d'accéder à ces habitats. La typologie des milieux qui structurent le paysage joue ainsi un rôle non-négligeable dans la dynamique des flux migratoires et de dispersion en facilitant, freinant ou empêchant la circulation d'une espèce (Burel et Baudry, 1999). Certains éléments linéaires du paysage, comme les haies ou les infrastructures de transport, peuvent également influencer sur le déplacement d'une espèce (**figure 40**).

Figure 40 : Influence de la structure du paysage sur le déplacement des espèces.

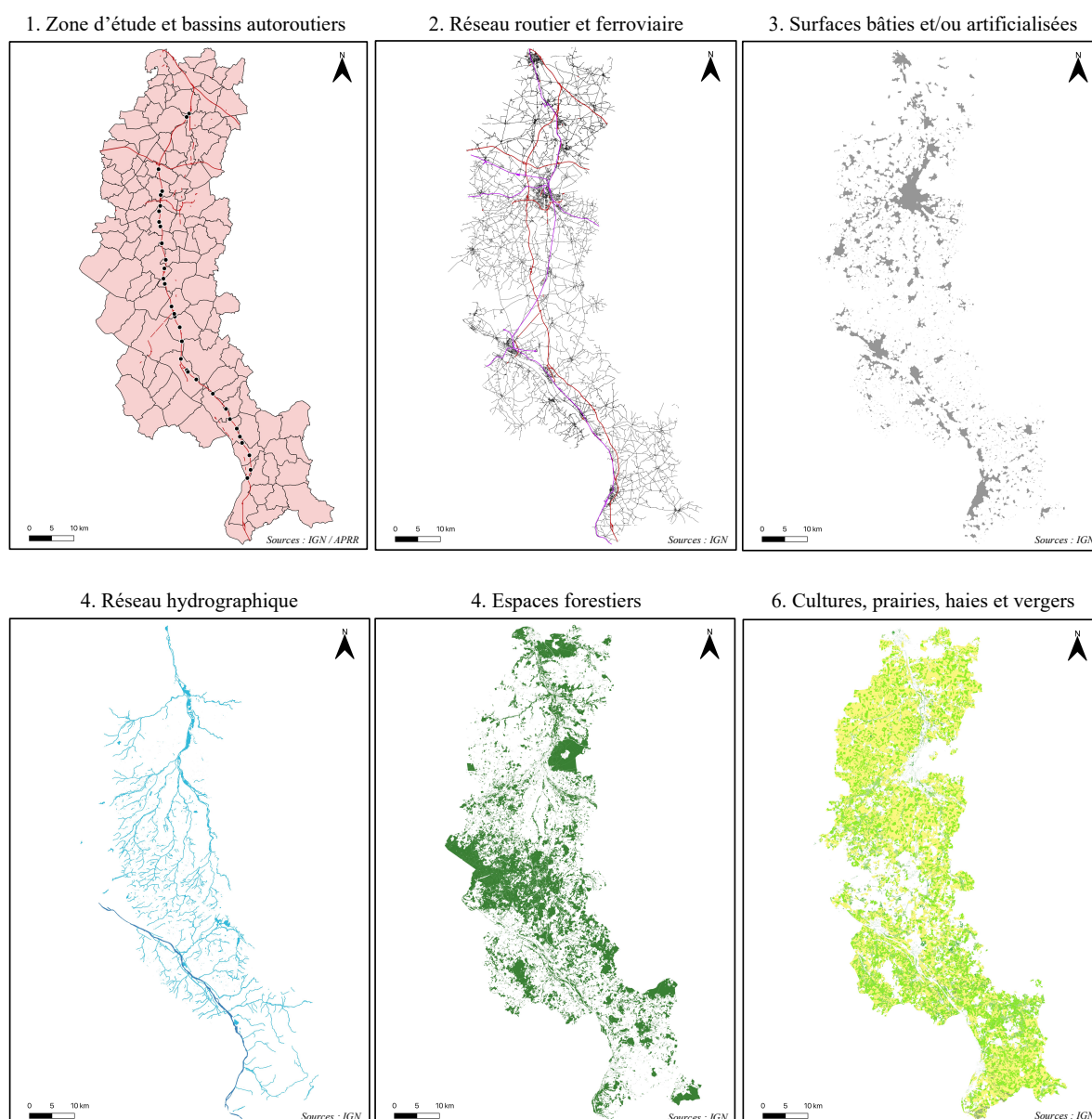


*Clevenot, 2020 ; d'après Burel et Baudry, 1999*

Par exemple, pour de nombreuses espèces, un milieu forestier ou de prairie favorise les déplacements d'individus, de même que les haies arbustives, considérées alors comme des corridors écologiques. À l'inverse, une zone de grande culture peut être un frein à leur dispersion et un fleuve à fort débit représenter un véritable obstacle infranchissable. Par conséquent, la modélisation des continuités écologiques pour une espèce ou un groupe d'espèces dans un territoire donné nécessite d'identifier, dans un premier temps, les habitats couramment utilisés par les espèces cibles ainsi que ceux qui leurs sont inhospitaliers (Girardet & Clauzel, 2018). Ainsi, le milieu le plus favorable est désigné comme l'habitat préférentiel et sera indexé comme les points de départ et d'arrivée des chemins de déplacement. Les autres milieux se verront attribuer un coût, croissant en fonction de leur degré de résistance aux déplacements de l'espèce ou du groupe d'espèces considérées. Un coût faible sera ainsi attribué aux milieux les plus favorables et un coût fort aux milieux les plus imperméables (Girardet et Clauzel, 2018).

Afin d'évaluer le rôle et la place des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux, une première typologie de milieux issue de la carte d'occupation du sol utilisée en première partie a été créée (**figure 41**) en fonction de leur aspect plus ou moins favorable aux amphibiens. Cette carte d'occupation du sol est disponible en **annexe 7**.

Figure 41 : Typologie des différentes composantes de la carte d'occupation du sol.



Clevenot, 2020

Chaque type de milieu a ensuite été caractérisé par un degré de résistance aux déplacements des amphibiens quantifié par un coût dont la valeur augmente de manière exponentielle en fonction du degré de résistance (**tableau 20**). Ces valeurs ont été attribuées de manière à faire contraster les milieux très favorables et les milieux les plus défavorables (suivant Clauzel *et al.*, 2013 et 2015).

Tableau 20 : Typologie des milieux et leurs coûts de déplacement pour les amphibiens

Degré de résistance aux déplacements	Type de milieu	Coût de déplacement
Très favorable	Mares, plans d'eau, zones humides Bassins autoroutiers	1
Favorable	Cours d'eau Berges de Loire Forêts et bois Végétations arbustives et haies Prairies	10
Souvent évité ou neutre	Vergers et vignes Zones agricoles Routes départementales Accotements routiers et autoroutiers	100
Quasiment imperméable	Loire Voies ferrées Zones bâties	1000
Totalement imperméable et/ou à risque	Autoroutes et routes nationales	10 000
Non-considéré	Petites routes et chemins	-

Clevenot, 2020

Ainsi, suivant la littérature scientifique, on distinguera pour les amphibiens 5 types de milieux :

- Les **milieux très favorables** regroupant l'ensemble des habitats dans lesquels il est courant de trouver des sites de reproduction, d'hibernation et/ou d'estivation ;
- Les **milieux favorables** regroupant les potentiels corridors de déplacement, c'est à dire des milieux dont le coût de déplacement est faible ;
- Les **milieux souvent évités** regroupant les milieux dont le coût de déplacement est important mais qui peuvent être utilisés par certains individus ;
- Les **milieux quasiment imperméables** regroupant les zones dont le coût de déplacement est très important sans qu'elles soient totalement imperméables ;
- Les **milieux imperméables ou à risque** regroupant les zones que les espèces cibles ne peuvent traverser à cause de leurs structures ou du risque qu'elles induisent.

Les surfaces en eau étant utilisées par les amphibiens comme sites de reproduction, celles-ci ont été répertoriées comme l'habitat préférentiel de ces espèces. Les bassins autoroutiers de l'A77 ont été associés à ces milieux afin d'évaluer leur rôle en tant que tache d'habitat au sein des réseaux écologiques locaux.



Les forêts et boisements représentent la grande majorité des milieux utilisés par les amphibiens comme sites d'estivation et/ou d'hibernation. Bien que des cortèges spécifiques aux différents milieux forestiers puissent être distingués au sein du groupe des amphibiens, et parce que l'étude porte sur le groupe dans sa totalité, ces espaces ont été regroupés en une seule catégorie. Ces milieux ont ainsi été définis comme favorables (10). Il en va de même pour les zones de prairies et les milieux arbustifs qui correspondent aux milieux généralement utilisés par les amphibiens pour se déplacer d'un habitat à un autre.

Les amphibiens constituent un groupe d'espèces sensibles à de nombreux polluants agricoles encore en vente tels que les pyréthriinoïdes, le glyphosate ou encore les engrais azotés (Duguet *et al.*, 2003) dont les effets peuvent être létaux à court et moyen terme (Sparling *et al.*, 2001). Aucune distinction n'étant possible à partir des bases de données utilisées entre les zones d'agriculture conventionnelle (utilisant des intrants chimiques) et celles où se pratique l'agriculture biologique (sans intrant chimique), l'ensemble des espaces agricoles ainsi que les vignes et les vergers ont été répertoriés comme des milieux souvent évités (100) par les amphibiens.

Les surfaces bâties et artificielles regroupent l'ensemble des éléments construits identifiables dans la base de données BD TOPO (habitations, zones industrielles et commerciales, aérodromes...). Ces éléments artificiels sont représentés sur la carte sous la forme d'unités surfaciques représentant des zones de bâti constituées de l'ensemble des bâtiments séparés les uns des autres de moins de 200 mètres telles que définies par l'Insee (Le Géau *et al.*, 1996). Parce qu'elles sont sources de nuisances (visuelles, sonores, olfactives etc.) et de pollution pour les amphibiens (Hamer et McDonnell, 2008), ces zones bâties ont été définies comme des zones « quasiment » imperméables (1000). De fait, l'inclusion du terme « quasiment » permet de considérer que bien que la matrice urbaine représente un coût de déplacement important pour les amphibiens, la présence de certaines espèces dans des parcs urbains ou des mares de villages (Oertli et Frossard, 2013 ; Oertli et Parris, 2019) laisse à penser qu'il est possible pour certains individus d'y pénétrer.

Concernant les infrastructures de transport, les routes départementales et communales ont été qualifiées de « souvent évitées » (100) car bien que franchissables, elles représentent des obstacles aux déplacements des amphibiens, notamment du fait des risques de mortalité par écrasement. De plus, ces petites routes peuvent être longées par ces espèces, en particulier pour

passer sous une infrastructure plus conséquente comme une autoroute ou une voie ferrée. De fait, les autoroutes et les routes nationales constituent des obstacles majeurs aux déplacements de ces espèces du fait de leur largeur, de leur structure mais également du fort risque de mortalité par écrasement. Ces grandes infrastructures ont ainsi été caractérisées comme des « obstacles infranchissables » (10 000) pour les amphibiens.

Cependant, si les dépendances autoroutières jouent un rôle avant tout sécuritaire en assurant une bonne lisibilité de la route, en permettant un arrêt d'urgence et, le cas échéant, en garantissant un refuge aux piétons, elles peuvent également servir de refuges (Way, 1977 ; O'Sullivan *et al.*, 2017) ou de corridors de déplacements (Tikka *et al.*, 2001 ; Holderegger and Di Giulio, 2010 ; Di Pietro *et al.*, 2016 ; Labarraque, 2016) pour de nombreux taxons. Par conséquent, un coût inférieur a été attribué aux accotements, identifiés comme une bande de 10 mètres de large située de chaque côté des linéaires qu'ils bordent. Néanmoins, peu d'études démontrent leur rôle de corridor de déplacements pour les amphibiens en particulier. De fait, un coût de déplacement « neutre » (100) leur a été attribué afin de ne les gratifier ni d'un rôle positif ni d'un rôle négatif. Enfin, les chemins de terre ne représentent qu'un faible coût de déplacement pour les amphibiens, du fait de la largeur des voies, de leur structure et de la faible circulation. Cependant, parce qu'ils ne peuvent être envisagés comme des corridors de déplacement, ces linéaires n'ont pu être qualifiés de favorables et ont donc été retirés des cartes d'occupations du sol élaborées.

Il convient toutefois de noter que les coûts attribués aux différents types de milieux ont été définis suivant l'écologie des espèces des cortèges forestiers. Ce choix s'est fait au regard des espèces recensées dans les bassins de l'A77 (voir chapitre 3 – 1.2) parmi lesquelles seules deux espèces – le Crapaud calamite (*Epidalea calamita*) et la Rainette verte (*Hyla arborea*) – présentent des préférences pour des milieux terrestres ouverts ou pionniers. Pour ces deux espèces, les coûts attribués aux différents types de milieux s'avèreraient diamétralement opposés à ceux utilisés dans cette étude ; les milieux forestiers étant, pour ces espèces, des milieux plutôt défavorables aux déplacements.

### 3. Modélisation des réseaux écologiques autour de l'A77

Les différents milieux ainsi définis par un coût de déplacement, un graphe modélisant les réseaux écologiques présents dans la zone d'étude a été élaboré en prenant en considération la distance maximale pouvant être parcourue par un individu de l'espèce ou du groupe d'espèces étudié. L'attribution d'un coût à chaque type de milieu associé à une distance maximale de déplacement a ainsi permis d'identifier les chemins les moins coûteux pour une espèce pour se déplacer.

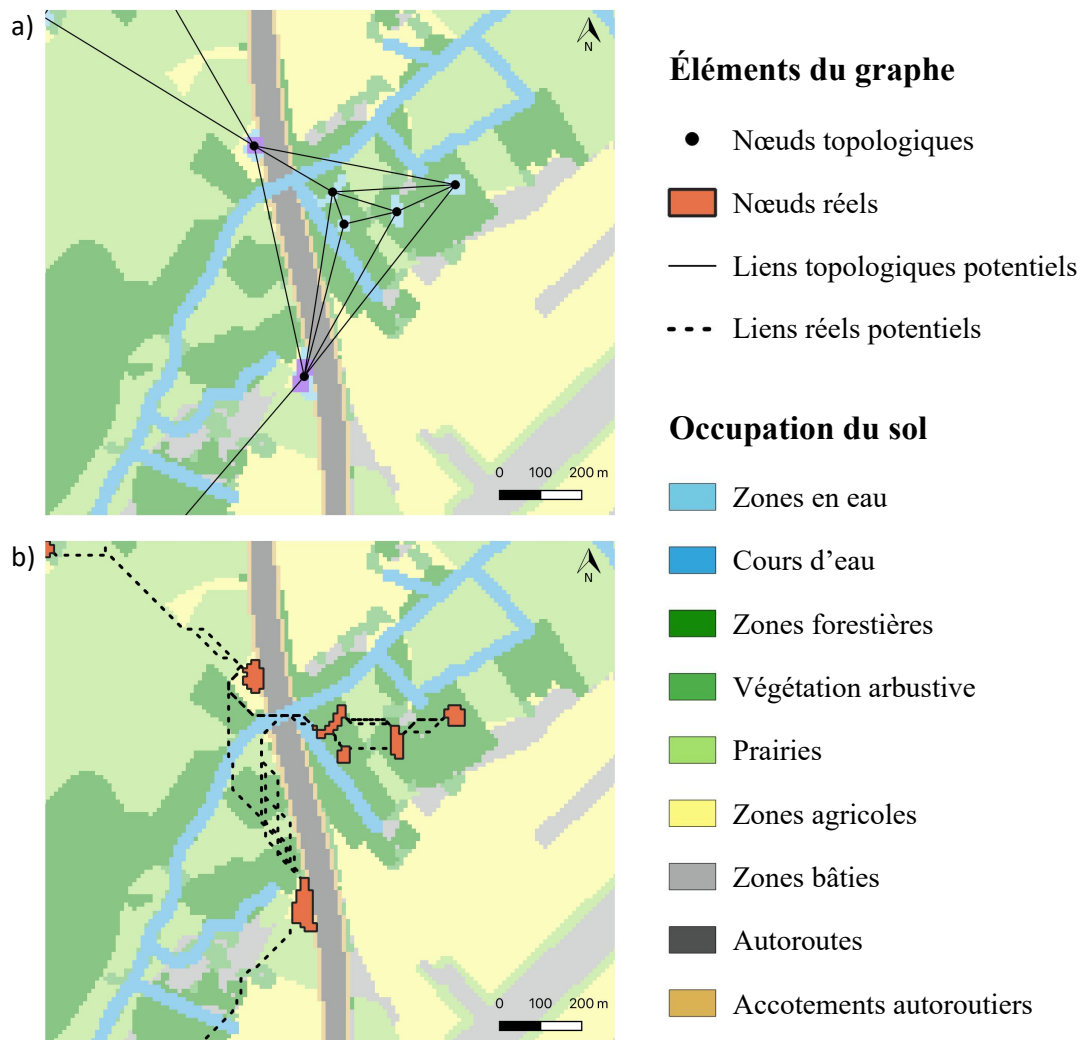
Du fait de l'essor de l'écologie du paysage et de l'intérêt croissant des scientifiques pour la continuité écologique, plusieurs outils SIG permettant une analyse spatiale de la connectivité du paysage pour différentes espèces ont été développés ces dernières années, tels que Circuitscape, Linkage Mapper et Graphab, entre autres. Parmi ces logiciels, j'ai choisi d'utiliser Graphab, développé par le laboratoire ThéMA (UMR 6049 - CNRS).

Cet outil de modélisation des réseaux écologiques, fondé sur les graphes paysagers, permet la création de graphes à partir d'une carte de paysage et l'identification des taches d'habitat et des liens, affichés en distance euclidienne ou en chemin de moindre coût. Il permet également le calcul d'un grand nombre de métriques de connectivité et fournit une interface de géo-visualisation (Foltête *et al.*, 2012a). Si on prend l'exemple des logiciels cités précédemment, l'avantage de Graphab et Linkage Mapper par rapport à Circuitscape réside dans la possibilité de limiter la distance de dispersion (Nordén, 2016). De fait, l'absence de limite de dispersion pourrait surestimer les capacités des espèces caractérisées par de courtes distances de dispersion, comme c'est le cas pour les amphibiens. De plus, Graphab et Linkage Mapper sont plutôt utilisés pour modéliser les chemins de déplacements possibles, à l'inverse de Circuitscape, utilisé surtout pour modéliser les flux et identifier les chemins les plus utilisés (Nordén, 2016). Enfin, il est recommandé d'utiliser Graphab pour l'analyse de grandes surfaces et dans l'objectif d'obtenir une vue d'ensemble des réseaux écologiques (Nordén, 2016).

À partir des coûts attribués à chaque milieu présent dans la zone étudiée, un graphe est construit en définissant les **nœuds** correspondant aux taches d'habitat (ici les mares et les bassins autoroutiers) et les **liens** correspondant aux corridors potentiels entre les taches d'habitat. Comme le soulignent Foltête *et al.* (2012a et b), deux types de visualisations sont possibles. La vue topologique (**figure 42a**) affiche des graphes simplifiés dans lesquels les nœuds sont

représentés par des cercles et les liens par des lignes droites. La vue réaliste (**figure 42b**) affiche les taches d'habitat selon leurs limites réelles et les liens sont représentés par les chemins de moindre coût reliant deux tâches d'habitat.

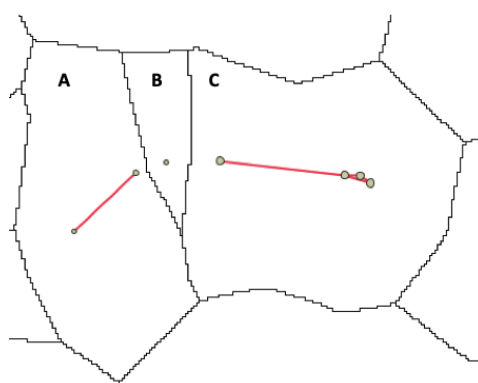
Figure 42 : Deux vues possibles pour un même graphe



Clevenot, 2020

Les liens correspondent aux chemins de moindre coût seuillés en fonction de la distance de dispersion maximum des espèces considérées et dont la valeur est renseignée en unités de coût (UC). Pour les amphibiens, cette distance est estimée à 1000 mètres maximum, soit 1206 UC. Enfin, le graphe seuillé à la distance de dispersion fait apparaître des **composantes**, c'est-à-dire des sous-graphes, regroupant l'ensemble des nœuds connectés entre eux à cette distance (**figure 43**).

Figure 43 : Les composantes d'un jeu de liens dans l'outil GRAPHAB



Dans cet exemple, la composante A contient un réseau de 2 nœuds connectés entre eux. La composante C contient un réseau de 4 nœuds connectés entre eux. La composante B contient quant à elle une tache d'habitat isolée. Ces trois réseaux sont séparés par des milieux défavorables aux déplacements de l'espèce étudiée et forment ainsi 3 composantes distinctes et non connectées d'un point de vue théorique.

Clevenot, 2020

Chaque tache d'habitat est caractérisée par une capacité d'accueil indicatrice de son potentiel démographique (Foltête *et al.*, 2012a et b). Pour cette étude, la capacité des taches d'habitat a été estimée en fonction de l'agencement, du coût et de la superficie de chaque type d'occupation du sol favorable présent autour de cette dernière (« superficie du voisinage »). Cette capacité est calculée en fonction d'une distance coût maximum de 500 mètres (soit 542 UC) correspondant à la distance maximale parcourue par ces espèces pour rejoindre leur habitat terrestre depuis leur site de reproduction (voir chapitre 2 – section 2.2). En effet, comme le soulignent Clauzel *et al.* (2017), « la présence d'amphibiens dans un étang de reproduction ne dépend souvent pas de la taille du plan d'eau mais de la superficie de l'habitat terrestre autour de ce plan d'eau ». Ainsi, plusieurs catégories ont été incluses dans le calcul en tant que catégories paysagères favorables aux déplacements des amphibiens ou pouvant être utilisées par ces derniers comme habitats terrestres. On trouvera dans ces catégories les zones forestières, arbustives et de prairie. Le graphe ainsi créé a été étudié de manière quantitative suivant le calcul de différentes métriques de connectivité dans le but d'évaluer le rôle des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux. Une analyse empirique a également été effectuée par observation de la situation des bassins vis-à-vis de ces réseaux.

#### 4. Analyse des graphes

Un graphe paysager est un objet mathématique sur lequel il est possible de calculer des métriques de connectivité à différents niveaux : global pour le graphe entier ; local pour chaque élément du graphe (nœud et/ou lien). Le graphe créé dans le cadre de cette étude a ainsi fait l'objet d'un traitement statistique des métriques de connectivité qui le caractérisent, en lien avec les données de richesses spécifiques recensées dans certains bassins autoroutiers de l'A77. Le

graphe a ensuite été analysé à travers une approche cartographique par observation de la répartition et de la densité du réseau de continuité du territoire étudié, avec une attention particulière accordée à la place des bassins d'eaux pluviales de l'autoroute A77 au sein de ce réseau.

#### 4.1. Les différentes métriques de connectivité

Le logiciel Graphab permet de calculer plusieurs métriques de connectivité à différentes échelles et selon divers critères (**tableau 21**).

Tableau 21 : Les différents types de métriques de connectivité de Graphab

Famille	Métrique de connectivité	Code	Niveau de calcul			Delta métriques
			Global	Comp.	Local	
Métriques pondérées	Flux	F	X	X	X	
	Probabilité de connectivité	PC	X	X		X
	Probabilité de connectivité flux	FPC			X	
	Fractions de delta Probabilité de connectivité	dPC				X
	Indice de centralité intermédiaire	BC				
	Indice intégral de connectivité	IIC	X	X		X
	Flux circuit	CF			X	
Métriques de surface	Taille moyenne des composantes	MSC	X			
	Taille de la plus grande composante	SLC	X			
	Probabilité de coïncidence de classe	CCP	X			
	Taille de composante attendue	ECS	X			
Métriques topologiques	Degré	Dg				
	Coefficient de groupement	CC				
	Centralité de proximité	CCe				
	Excentricité	Ec				
	Corrélation de connectivité	CCor				
	Nombre de composantes	NC	X			
	Diamètre	GD	X	X	X	X
	Indice d'Harary	H	X	X	X	X

Tiré de Clauzel et al., 2017

Les métriques globales permettent d'évaluer la connectivité d'un réseau dans sa totalité. Les métriques par composante caractérisent la connectivité interne de chaque composante. Les métriques locales caractérisent la connectivité de chaque élément du graphe, nœud ou lien. Enfin, les delta-métriques caractérisent également la connectivité de chaque élément du graphe mais en calculant le taux de variation que la suppression du dit élément occasionne sur une métrique globale. Le résultat d'une delta-métrique est donc local mais en référence au niveau

global (Clauzel *et al.*, 2017). Chaque métrique correspond également à un deuxième niveau de calcul. Les métriques pondérées sont fondées sur des critères de distance et de capacité des taches. Elles sont paramétrées en fonction de l'écologie de l'espèce étudiée. Les métriques de surface sont calculées à partir d'un critère de surface. Enfin, les métriques topologiques sont issues de la théorie des graphes et ne nécessitent aucun paramétrage (Clauzel *et al.*, 2017).

La première métrique utilisée dans le cadre de cette étude est la métrique topologique « degré du nœud » (dG) qui permet de connaître le nombre de liens potentiels entre la tache concernée et les taches voisines. Elle correspond à une évaluation de la connectivité à l'échelle locale.

Les métriques suivantes sont des métriques pondérées, c'est-à-dire adaptées à l'écologie du paysage et pondérées par la distance des liens et la qualité des taches auxquelles la tache évaluée est connectée. J'ai ainsi utilisé les métriques de « centralité intermédiaire » (BC) et de « flux » (F) à l'échelle locale. La métrique BC nous renseigne sur la fréquence à laquelle chaque tache se trouve sur les plus courts chemins liant les paires de nœuds sur le graphe (Bodin and Saura, 2010 ; Foltête *et al.*, 2012a). La métrique F évalue le potentiel de connexion de la tache évaluée avec les taches voisines (Urban and Keitt, 2001 ; Saura and Torné, 2009 ; Foltête *et al.*, 2012b).

Enfin, j'ai utilisé la métrique « fractions de delta Probabilité de Connectivité » (dPC) permettant de calculer la perte de connectivité issue de la suppression de la tache évaluée. Cette métrique est calculée à partir de la métrique globale « Probabilité de connectivité » (PC) correspondant à « la probabilité que deux individus tirés au hasard dans la zone d'étude parviennent à entrer en contact » (Saura et Pascual-Hortal, 2007). La métrique dPC pour la tache  $i$  correspond ainsi au taux de variation entre la valeur de PC du graphe initial et la valeur PC' du graphe dans lequel la tache  $i$  a été supprimée. Cette métrique dPC est décomposée en trois fractions (Saura et Rubio, 2010). La première,  $dPC_{\text{area}}$ , calculée dans le cas de cette étude à partir de la capacité des taches, correspond à la variation due à la perte de l'unité fonctionnelle suite à la suppression de la tache d'habitat concernée. Pour rappel, chez les amphibiens, l'unité fonctionnelle regroupe l'ensemble des habitats aquatiques et terrestres utilisés par un individu ou groupe d'individus au cours de leur cycle de vie. Il est possible de considérer que la suppression de la tache d'habitat aquatique entraînerait la perte de l'unité fonctionnelle dont elle faisait partie. La seconde fraction,  $dPC_{\text{flux}}$ , correspond à la variation due à la perte des interactions entre la tache concernée et les autres taches. Enfin, la troisième,  $dPC_{\text{connector}}$ ,

correspond à la variation due à la modification des chemins reliant les autres taches et passant initialement par la tache concernée. Les valeurs de ces trois fractions sont comprises entre 0 et 1.

#### **4.2. Analyse de la place des bassins autoroutiers à l'échelle globale au regard des valeurs métriques de connectivité**

L'importance des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux a tout d'abord été estimée à partir de la perte en connectivité globale que pourrait engendrer la disparition de ces bassins. Cette disparition théorique peut correspondre à la mise en place de mesures de gestion empêchant la colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens, tels que l'enfouissement des bassins ou l'installation de barrières totalement imperméables le long du tracé de l'infrastructure. Pour ce faire, les valeurs fournies par les trois fractions de dPC ( $dPC_{area}$ ,  $dPC_{flux}$  et  $dPC_{connector}$ ) pour l'ensemble des taches de la zone d'étude ont été ordonnées, par la méthode des quantiles, en 5 classes de valeurs : *Très faible – Faible – Moyenne – Forte – Très forte*. L'analyse a ainsi porté sur la répartition des bassins au sein de ces différentes classes ainsi que sur la part de bassins autoroutiers dans ces différentes classes.

#### **4.3. Analyse empirique de la situation des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux**

Le rôle et la place des bassins au sein des réseaux écologiques ont également été étudiés à l'échelle locale. Pour ce faire, les bassins de l'autoroute A77 ont été classés en 4 catégories déterminées en fonction du nombre de taches d'habitat auxquelles chaque bassin est connecté (métrique dG) et par observation de leur situation vis-à-vis des réseaux écologiques locaux. On distingue ainsi :

- Les **bassins « isolés »**, caractérisés par un dG de 0 ou 1 et connectés à aucun réseau écologique ou seulement à une tache d'habitat elle-même isolée ;
- Les **bassins « en marge »**, caractérisés par un dG de 1 ou 2 et par une situation marginale vis-à-vis du réseau écologique local dans lequel ils s'inscrivent ;
- Les **bassins « intégrés »**, caractérisés par un dG de 2 ou plus et par une situation centrale par rapport au réseau écologique auquel ils sont connectés ;
- Les **bassins « connecteurs »**, caractérisés par un dG de 1 et plus et situés sur le chemin possible entre deux réseaux écologiques distincts.



#### 4.4. Analyse statistique

Afin d'estimer l'influence de la connectivité sur la richesse en amphibiens recensée dans les 33 bassins autoroutiers étudiés, j'ai repris le modèle statistique avec l'AIC le plus faible parmi ceux générés en chapitre 3, soit celui comprenant les variables de pourcentage de végétation aquatique héliphyte et hydrophyte. J'ai ensuite testé différents modèles en ajoutant séparément au modèle d'origine des variables correspondant aux 3 sections de la métrique PC décomposée ( $dPC_{area}$ ,  $dPC_{flux}$  et  $dPC_{connector}$ ) (GLM.dPC) ou à la classe attribuée à chaque bassin (GLM.classe), associés à un modèle intégrant la variable dG seule (GLM.dG).

### 5. Limites du protocole

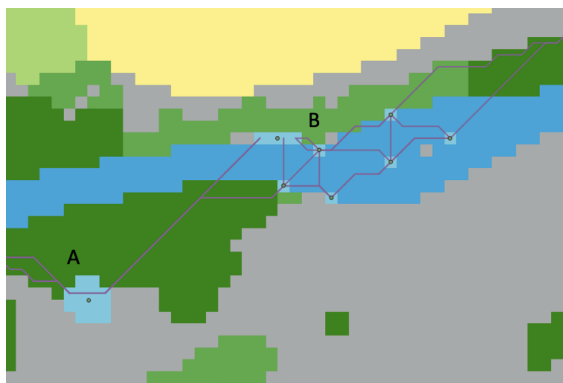
Il est à noter que le coût de déplacement attribué à chaque milieu peut varier d'une espèce à l'autre. Dans son mémoire de fin d'étude, Carole Gaber (2019) distingue ainsi six guildes d'amphibiens, soit six groupes fonctionnels au sein desquels les espèces sont définies par une fonction trophique spécifique (Barbault, 1993). Duguet *et al.* (2003) distinguent eux cinq cortèges d'espèces qui comprennent chacun une à deux sous-divisions, identifiant ainsi jusqu'à 38 cortèges différents pour la seule région France – Belgique – Luxembourg. Dans la thèse présentée ici, le groupe des amphibiens étant étudié dans sa globalité, aucun cortège d'espèces n'a été distingué. De ce fait, certaines spécificités propres à une ou plusieurs espèces ont pu être gommées. On prendra ainsi l'exemple du Sonneur à ventre jaune et du Crapaud calamite dont la propension à occuper des sites fortement anthropisés comme les carrières ou les friches industrielles est gommée par le coût important de déplacement que ce type de milieux engendre pour les autres espèces.

De plus, ce type de sites est difficilement identifiable à partir des bases de données d'occupation du sol telles que Corine Land Cover ou la BD TOPO. En effet, caractérisés comme des « surfaces artificialisées », ils sont souvent regroupés avec d'autres milieux artificialisés qui, eux, peuvent présenter un coût de déplacement très négatif (aéroport, parking). Pour une étude approfondie des réseaux écologiques propres à ces espèces, il est ainsi recommandé d'affiner les cartes élaborées en identifiant précisément les sites concernés et en les distinguant des autres. Enfin, Duguet *et al.* (2003) soulignent la difficulté que pose la définition de guildes (appelées « *cortèges* » dans l'ouvrage) pour les amphibiens tant les paramètres écologiques et

biogéographiques à prendre en compte sont nombreux. Les auteurs soulignent ainsi que « *les espèces ne sont généralement pas exclusives et peuvent se retrouver dans différents cortèges* ».

Une autre limite de cette étude est celle de la composition des couches de la BD TOPO, notamment pour les surfaces en eau. En effet, certains tronçons de rivière sont répertoriés comme des surfaces en eau (**figure 44**). Cela pose un problème au moment de l'analyse des continuités car l'outil Graphab les identifiera comme des taches d'habitats et non comme des éléments linéaires, augmentant ainsi artificiellement la connectivité théorique de cette zone. La densité de taches d'habitat sur l'ensemble de la zone comprenant le lit majeur du Loing est ainsi fortement amplifiée.

Figure 44 : Des tronçons de cours d'eau identifiés comme surface en eau dans la BD TOPO (IGN)

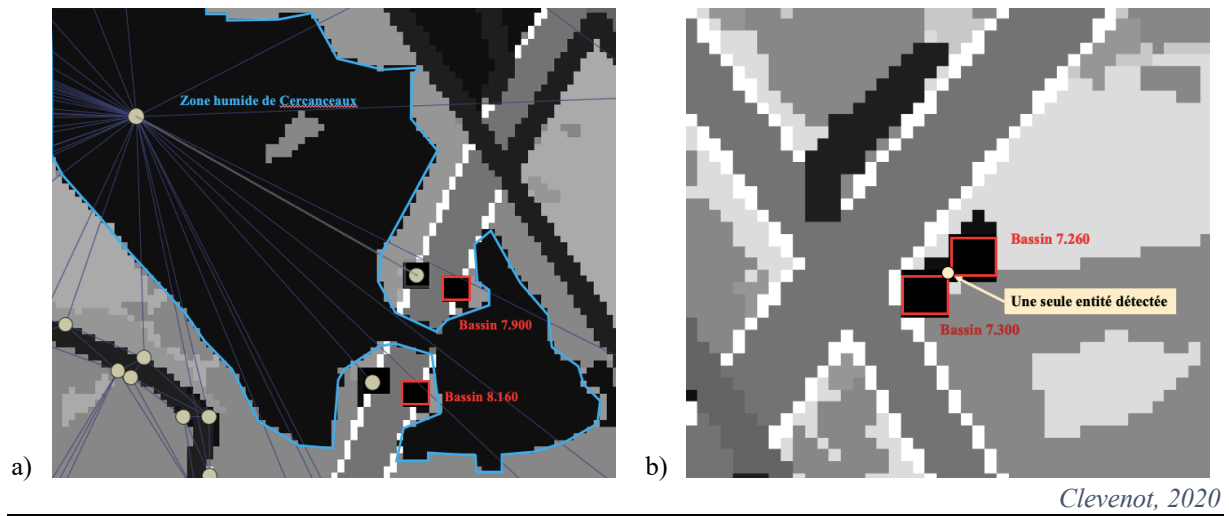


Dans cet exemple, la zone A est bien identifiée puisque c'est une zone humide répertoriée dans les surfaces en eau. À l'inverse, dans la zone B, de nombreux tronçons de rivière sont répertoriés comme des surfaces en eau et non comme des cours d'eau.

Clevenot, 2020

Concernant le calcul de la capacité des taches d'habitats, certains bassins ne sont pas identifiés comme des taches d'habitats uniques par le logiciel Graphab. Ainsi, les bassins 7.900 et 8.160 (sens 2) sont détectés par le logiciel comme appartenant à l'importante zone humide à proximité de ces derniers. Cela peut s'expliquer par la proximité entre les taches évoquées et la dimension des pixels (10 mètres par 10 mètres) créant une jonction, par ailleurs inexistante, entre les bassins autoroutiers et la zone humide (**figure 45a**). Pour les mêmes raisons, certains bassins autoroutiers doubles sont détectés par le logiciel comme ne formant qu'une seule entité. À l'instar des bassins 7.260 et 7.300 (sens 2) (**figure 45b**), la grande majorité des bassins doubles de l'infrastructure sont ainsi identifiés comme une seule tache d'habitat. Dans ce cas, la valeur de capacité est uniquement renseignée pour le bassin de confinement car ce type de bassin bétonné a une plus forte probabilité de contenir de l'eau que le bassin d'infiltration en terre. Par conséquent, une valeur de capacité n'a pu être attribuée qu'à 56 bassins sur les 77 existants sur l'infrastructure.

Figure 45 : Des bassins autoroutiers intégrés par erreur à la zone humide adjacente





## Chapitre 6 : Les bassins autoroutiers de l'A77, des éléments de continuités écologiques ?

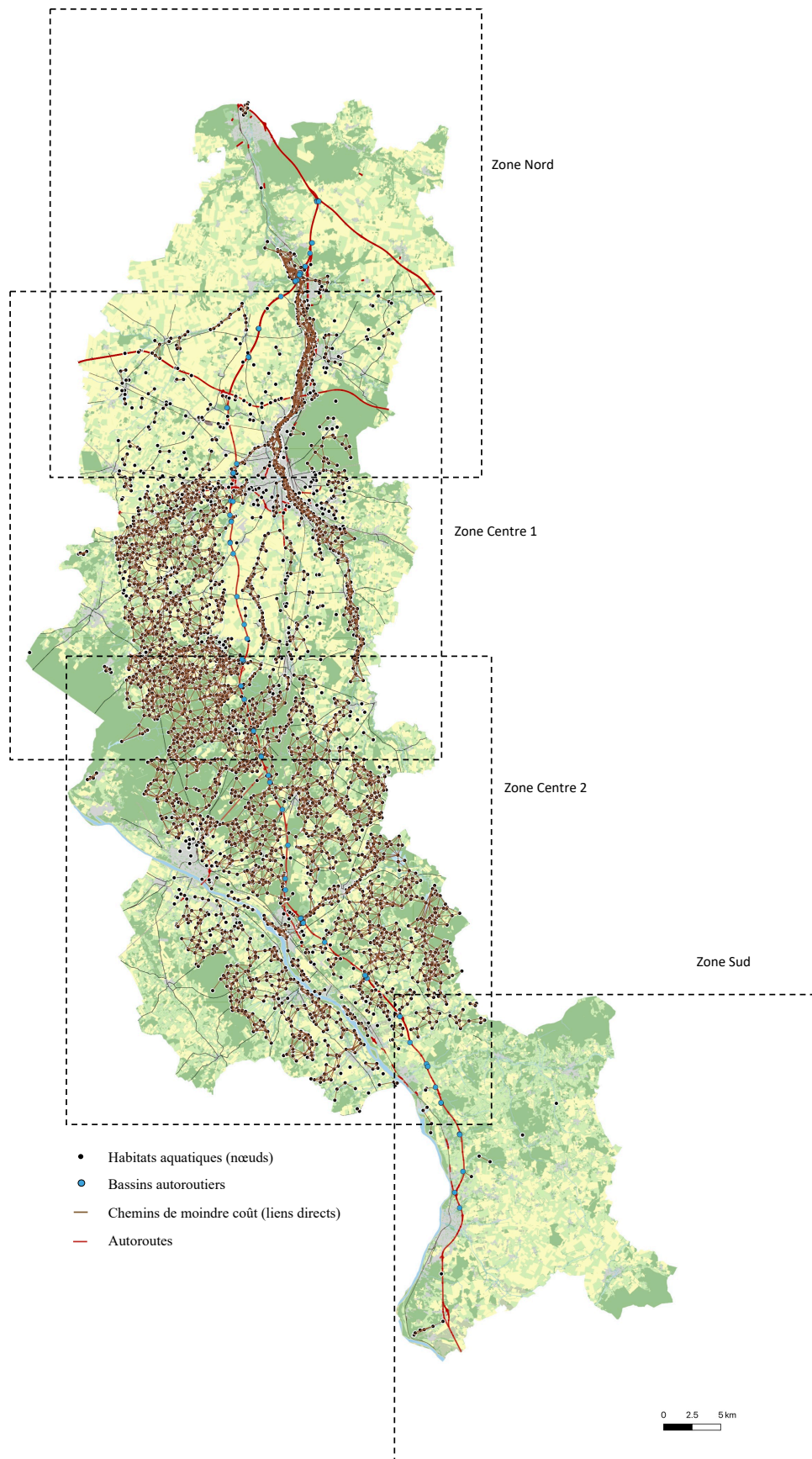
La création des graphes paysagers et l'analyse des valeurs de connectivité, telles qu'évoquées dans le chapitre précédent, ont permis de caractériser les réseaux écologiques présents autour de l'A77 et d'évaluer le rôle et la place des bassins autoroutiers au sein de ces réseaux écologiques. Cela a donné lieu à de nouvelles hypothèses quant à la manière d'aborder ces ouvrages dans la gestion et la préservation des amphibiens et de leurs habitats tout en répondant de manière prioritaire aux enjeux de gestion des eaux de ruissellement en vue du maintien d'un bon état écologique des milieux aquatiques concernés.

### 1. Des réseaux écologiques inégaux dans le Loiret

Le graphe créé montre une répartition inégale des habitats aquatiques sur l'ensemble du territoire étudié (**figure 46** ; agrandissement en **annexe 8**). La zone nord, délimitée au nord par la ville de Nemours et au sud par la ville de Montargis (**figure 46, zone nord**), est caractérisée par une faible densité d'habitats aquatiques qui peut s'expliquer par la présence massive de milieux agricoles, au détriment des espaces forestiers. Cette zone comporte également un réseau hydrographique minime, à l'exception du Loing qui concentre la majorité des habitats aquatiques de ce territoire.

À l'inverse, le centre du territoire d'étude est marqué par une forte densité d'habitats aquatiques. La partie ouest de la zone centre 1 se distingue par sa concentration en habitats aquatiques et son paysage bocager boisé (DREAL Centre, 2014a), par rapport à la partie est, plus agricole et au sein de laquelle la grande majorité des habitats aquatiques sont massés autour des cours d'eau du Loing et du Puisieux. Si l'autoroute A77 marque ici une séparation nette entre les parties est et ouest, elle n'est pas pour autant à l'origine de cette distinction spatiale ; en témoigne la comparaison avec les cartes anciennes de Cassini (XVIIIe siècle) et de l'état-major (1820-1866) affichant une opposition est-ouest similaire.

Figure 46 : Répartition inégale des réseaux d'habitats aquatiques sur l'ensemble de la zone d'étude



La zone centre 2, au sud de la précédente, est quant à elle marquée par une forte densité de zones en eau réparties de manière homogène sur l'ensemble de la zone, bien que légèrement plus concentrées entre Lorris et Gien au niveau de la forêt d'Orléans (DREAL Centre, 2014a). Dans cette zone centre (1 et 2), on note la présence de la Loire dont les caractéristiques hydrographiques et structurelles lui confèrent un rôle paradoxal. En effet, si les berges de Loire offrent de nombreux points d'eau temporaires aux amphibiens (observations personnelles), le fleuve en lui-même, par sa largeur et son débit important s'apparente à une barrière infranchissable pour ce groupe d'espèces.

Enfin, la figure 1 montre une zone sud marquée par une absence quasi-totale de zones en eau. Cette dernière affirmation doit être nuancée car cette zone abrite la ZNIEFF de type 2 *Étangs, bocage et boisements de l'est de la Puisaye du Loiret* qui se caractérise, selon le Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP) et le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) par « *un bocage encore dense et assez bien conservé, de nombreux étangs et des boisements peu mités* » (CBNBP, 2018). L'absence, dans la figure 1, des nombreux étangs, précédemment cités, peut être expliquée en partie par l'échelle de la BD TOPO utilisée (1 : 2 000ème) et par la taille des étangs de cette zone, peut-être trop petits pour être répertoriés ou situés en zone forestière et donc masqués par les arbres de la photo-interprétation à la base de la BD TOPO. Ces hypothèses n'ont pu être vérifiées par l'analyse des cartes IGN effectuée via Google Maps et le Géoportail. Les conclusions dans cette partie du territoire seront par conséquent limitées et nécessiteront des études complémentaires approfondies.

## **2. Rôle et place des bassins autoroutiers de l'A77 dans les réseaux écologiques**

Le rôle d'un bassin autoroutier dans les réseaux écologiques peut être évalué de manière quantitative à l'échelle globale (ici la zone d'étude) grâce à des métriques de connectivité mais aussi de manière qualitative à l'échelle locale par l'observation de leur situation géographique au regard des autres taches d'habitat et des liens qui les unissent.

### **2.1. Un rôle relativement modeste à l'échelle globale mais à ne pas négliger**

Le **tableau 22** ci-après montre que 76 % des bassins autoroutiers sont caractérisés par des valeurs de dPC très faibles (63 %) ou faibles (13 %). Si l'on décompose cette métrique dPC, on

observe des taux quasiment équivalents dans les trois métriques  $dPC_{area}$  (71 %),  $dPC_{flux}$  (74 %) et  $dPC_{connector}$  (80 %). Ces résultats suggèrent que, pour la majorité des bassins de l'A77, les rendre imperméables au processus de colonisation par les amphibiens impacterait peu la connectivité du réseau actuel dans sa globalité. Cependant, le tableau montre également que 16 % des bassins autoroutiers de l'A77 présentent des valeurs de dPC fortes à très fortes ( $>1,07^E-05$ ).

Tableau 22 : Part des bassins de l'A77 dans les différentes catégories de valeurs en fonction des métriques dPC,  $dPC_{area}$ ,  $dPC_{flux}$  et  $dPC_{connector}$

Valeur de dPC	Catégories de valeur	Nombres de bassins	Proportion des bassins	Part globale sur l'ensemble des taches d'habitat
Min : 0 ; Max : 1	(Classes)	-	(%)	(%)
0 à $7,62^E-07$	Très faible	35	63	3,22
$7,62^E-07$ à $3,60^E-06$	Faible	7	13	0,64
$3,60^E-06$ à $1,07^E-05$	Moyenne	5	9	0,46
$1,07^E-05$ à $4,80^E-05$	Forte	4	7	0,37
$4,80^E-05$ à 0,176	Très forte	5	9	0,46

Valeur de $dPC_{area}$	Catégories de valeur	Nombres de bassins	Proportion des bassins	Part globale sur l'ensemble des taches d'habitat
Min : 0 ; Max : 1	(Classes)	-	(%)	(%)
0 à $8,28^E-08$	Très faible	31	55	2,85
$8,28^E-08$ à $2,29^E-07$	Faible	9	16	0,83
$2,29^E-07$ à $4,16^E-07$	Moyenne	6	11	0,55
$4,16^E-07$ à $1,04^E-06$	Forte	6	11	0,55
$1,04^E-06$ à $2,13^E-05$	Très forte	4	7	0,37

Valeur de $dPC_{flux}$	Catégories de valeur	Nombres de bassins	Proportion des bassins	Part globale sur l'ensemble des taches d'habitat
Min : 0 ; Max : 1	(Classes)	-	(%)	(%)
0 à $5,51^E-07$	Très faible	35	63	3,22
$5,51^E-07$ à $2,84^E-06$	Faible	6	11	0,55
$2,84^E-06$ à $8,46^E-06$	Moyenne	6	11	0,55
$8,46^E-06$ à $3,59^E-05$	Forte	4	7	0,37
$3,59^E-05$ à 0,007	Très forte	5	9	0,46

Valeur de $dPC_{connector}$	Catégories de valeur	Nombres de bassins	Proportion	Part globale sur l'ensemble des taches d'habitat
Min : 0 ; Max : 1	(Classes)	-	(%)	(%)
0 à $1,94^E-08$	Très faible	42	75	3,87
$1,94^E-08$ à $2,16^E-07$	Faible	3	5	0,28
$2,16^E-07$ à $9,26^E-07$	Moyenne	5	9	0,46
$9,26^E-07$ à $4,76^E-06$	Forte	2	4	0,18
$4,76^E-06$ à 0,17	Très forte	4	7	0,37

Pour la tache  $i$ ,  $dPC_i = dPC_{area} + dPC_{flux} + dPC_{connector}$

Les valeurs fournies par la métrique dPC décomposée étant comprises entre 0 et 1 avec une précision de 15 décimales, la majorité est ici écrite sous la forme de nombres scientifiques afin de pas perdre en précision.



Si on détaille cette valeur de dPC, on constate que 18 % bassins de l'A77 sont caractérisés par des valeurs de  $dPC_{\text{area}}$  fortes à très fortes ( $>4,16^E-07$ ). Cette valeur étant principalement basée sur la capacité des taches d'habitat, la suppression de la fonctionnalité écologique de ces bassins reviendrait à rendre obsolète l'unité fonctionnelle dans laquelle ils s'intègrent en tant qu'habitats aquatiques, l'unité fonctionnelle des amphibiens étant, pour rappel, composée d'un habitat aquatique et d'un ou plusieurs habitats terrestres. De même, 16 % des bassins étudiés présentent des valeurs élevées de  $dPC_{\text{flux}}$  ( $>8,46^E-06$ ), c'est-à-dire un nombre conséquent de liens avec des taches d'habitat voisines. Les rendre inaccessibles aux amphibiens représenterait la perte d'un refuge potentiel pour les populations des zones en eaux auxquelles ces bassins sont connectés. Enfin, on observe que 11 % des bassins sont caractérisés par des valeurs importantes de  $dPC_{\text{connector}}$  ( $>9,26^E-07$ ). La suppression de ces nœuds pourrait faire disparaître un axe important de circulation au sein du réseau global, pouvant aller jusqu'à l'isolement d'une partie de ce réseau.

Les bassins autoroutiers de l'A77 représentent moins de 1 % des taches d'habitat de la zone étudiée (56/5433). Ces faibles valeurs s'expliquent par la forte densité d'habitats aquatiques dans la zone centre du territoire étudié. Ainsi, au vu du nombre conséquent de taches d'habitat, la perte d'un bassin n'entraîne pas une diminution significative de la connectivité à l'échelle globale. Cependant, bien que la majorité des bassins autoroutiers joue un faible rôle dans les réseaux écologiques étudiés, une dizaine d'entre eux est caractérisée par des valeurs de dPC (et ses fractions) fortes à très fortes. Leur rôle n'est pas donc à négliger car ces bassins contribuent en partie à la connectivité du réseau global. De plus, si un bassin ne contribue pas à la connectivité globale pour les raisons exprimées précédemment, il peut néanmoins contribuer à la connectivité locale.

## 2.2. Une place variable à l'échelle locale

La métrique PC décomposée (dPC) nous donne une première indication sur le rôle joué par les bassins autoroutiers à l'échelle globale, c'est-à-dire à l'échelle de l'ensemble des réseaux écologiques étudiés. Cependant, il semble également nécessaire d'examiner la place de chaque bassin au niveau local. En effet, si un bassin n'a pas de rôle conséquent à l'échelle de la zone d'étude, il peut à l'inverse tenir une place centrale à l'échelle locale. Dans ce cas, le rendre inaccessible aux amphibiens n'aurait pas de conséquences majeures à l'échelle globale mais pourrait s'avérer catastrophique à l'échelle locale.

Comme l'illustre le **tableau 23**, l'analyse des classes de bassins élaborées à partir de la métrique dG et de leur situation vis-à-vis des réseaux écologiques locaux montre tout d'abord qu'une grande majorité (15) des bassins de l'A77 sont isolés des réseaux écologiques présents dans la zone d'étude.

Tableau 23 : Classification des bassins en fonction des valeurs de BC et F

Classes	Classe 1 Bassins isolés	Classe 2 Bassins en marge	Classe 3 Bassins intégrés	Classe 4 Bassins connecteurs
Bassins	A77-2-07.260			
	A77-1-33.780			
	A77-1-34.800			
	A77-2-38.600			
	A77-1-42.450			A77-2-58.330
	A77-2-61.440	A77-1-44.460		A77-1-76.420
	A77-2-65.400	A77-1-21.870	A77-1-08.160	A77-1-31.380
	A77-1-80.667	A77-1-27.700	A77-2-55.050	A77-2-46.770
	A77-1-83.400	A77-2-30.120	A77-2-26.770	A77-1-71.460
	A77-1-89.380	A77-1-48.030	A77-2-55.620	A77-2-53.325
	A77-1-97.900	A77-1-69.040		A77-1-68.400
	A77-2-85.910			A77-2-68.500
	A77-1-87.910			
	A77-1-92.580			
	A77-1-95.790			
Total	15	6	4	8

*Clevenot, 2020*

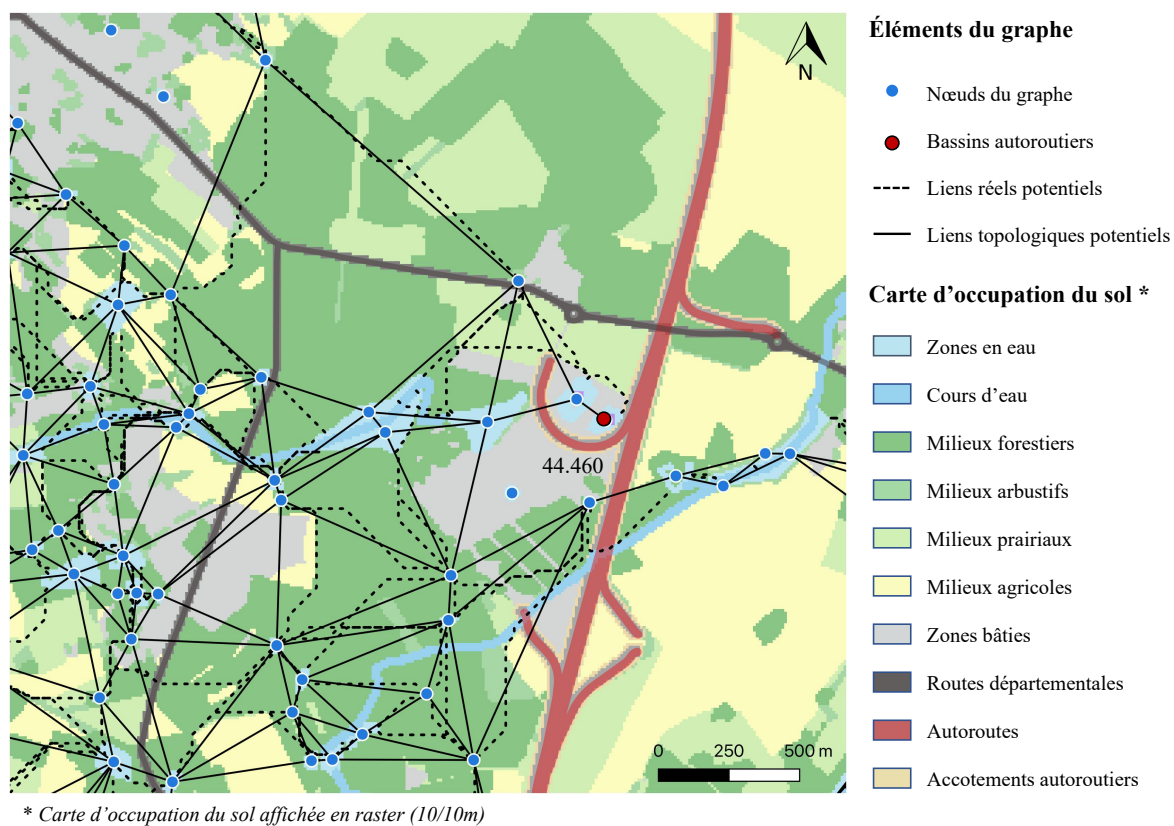
À l'instar du bassin 14.325 (**figure 47**), ces bassins ne jouent théoriquement aucun rôle dans les réseaux de continuités écologiques qui les entourent car ils ne connectent ni ne sont connectés à aucune autre tache d'habitat. L'analyse des classes de bassins montre également que six bassins peuvent être classés dans la catégorie des bassins en marge. Comme illustré en **figure 48** par le cas du bassin 44.460, ces bassins sont généralement connectés à un petit nombre de taches d'habitat mais ne représentent pas le seul chemin possible entre les taches qu'ils connectent. Ces deux catégories de bassins, représentant 60 % des bassins de l'infrastructure, peuvent être considérées comme ayant un rôle minime voire inexistant dans les réseaux de continuités écologiques locaux.

Figure 47 : Un bassin isolé des réseaux écologiques locaux



Clevenot, 2020

Figure 48 : Un bassin en marge des réseaux écologiques locaux.



Clevenot, 2020

Cependant, au sein des bassins dits « en marge », certains peuvent jouer un rôle non-négligeable au sein des réseaux écologiques ; rôle qu'il est possible d'évaluer en simulant la suppression de l'ouvrage, en supposant, par exemple, de le rendre inaccessible aux amphibiens.

En effet, si on prend l'exemple du bassin 48.030 (**figure 49**), ce dernier est connecté à seulement 3 taches d'habitat également connectées entre elle. Rendre ce bassin inaccessible aux amphibiens n'isolerait pas les autres taches d'habitat auxquelles il est connecté. En revanche, cela fragiliserait le réseau car la connexion à l'est ne reposerait plus que sur une tache. De plus, emprunter un chemin passant par l'ouest serait beaucoup plus long et coûteux pour les individus disperseurs que le chemin à l'est passant par ce bassin.

Figure 49 : Un bassin isolé mais dont la disparition peut avoir un impact fort sur la connectivité du réseau local



\* Carte d'occupation du sol affichée en raster (10/10m)

Clevenot, 2020

L'analyse cartographique montre que les 25 % restant contribuent à la connectivité des réseaux locaux. En effet, 4 bassins peuvent être considérés comme bien intégrés aux réseaux écologiques locaux, comme c'est le cas pour les bassins 76.170 et 76.420 (**figure 50**). Ces derniers, bien qu'ils ne représentent pas le seul chemin possible, sont connectés à plusieurs taches d'habitat. Situés au cœur du réseau de continuités, ces bassins participent à

l'augmentation de la connectivité au sein de ce réseau et les rendre étanches à toute colonisation par les amphibiens en réduirait ainsi le niveau.

Figure 50 : Des bassins bien intégrés aux réseaux écologiques locaux.



\* Carte d'occupation du sol affichée en raster (10/10m)

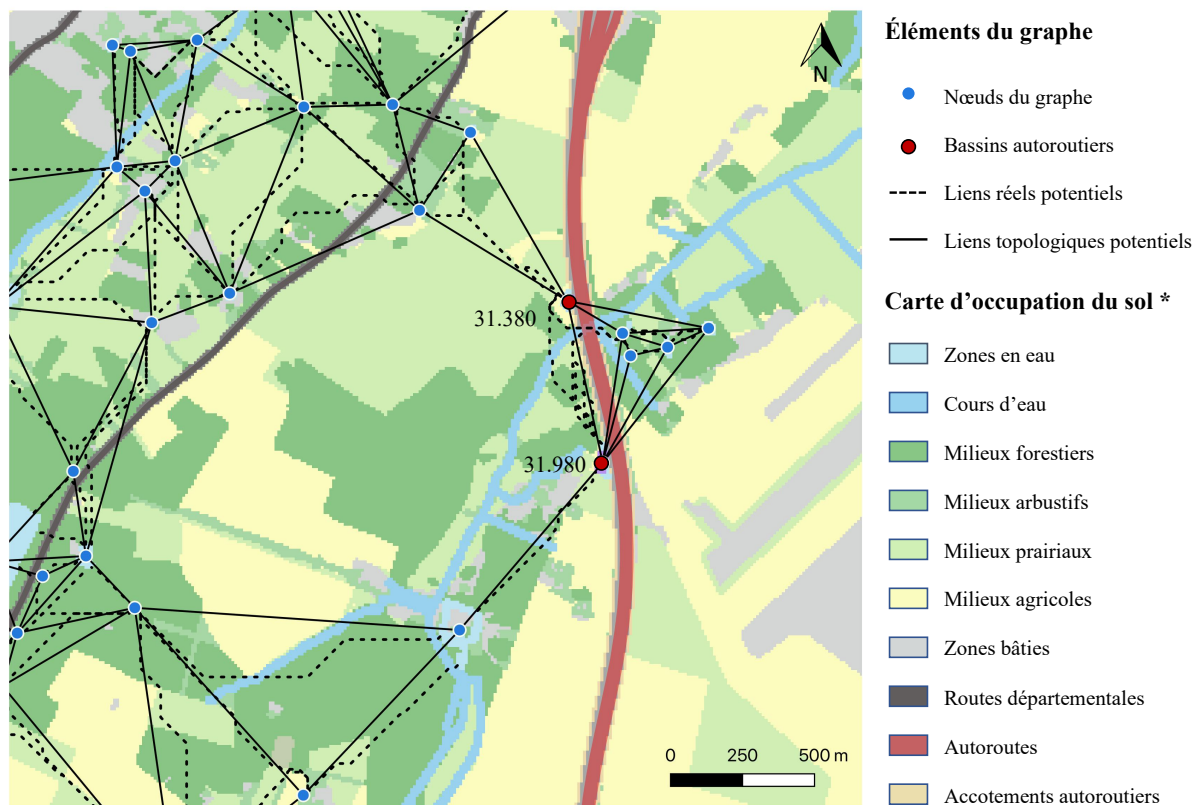
Clevenot, 2020

Enfin, l'analyse cartographique montre que 8 bassins peuvent être classés dans la catégorie des bassins connecteurs. Ces derniers, de la même manière que les bassins 31.380 et 31.980 en **figure 51**, apparaissent comme les seules taches d'habitat permettant de connecter un réseau de continuités écologiques local à un autre, les amphibiens utilisant les cours d'eau pour passer sous l'infrastructure. Ces bassins connecteurs étant les seuls chemins possibles entre les deux réseaux, les supprimer – autrement dit empêcher les amphibiens de les coloniser – reviendrait à isoler les deux réseaux qu'ils connectent et à réduire le niveau de connectivité.

Ainsi les bassins autoroutiers de l'A77 sont caractérisés par des situations assez variables vis-à-vis des réseaux écologiques. Si certains ont un rôle local important, jusqu'à être situés sur les chemins de moindre coût connectant deux réseaux l'un à l'autre, d'autres au contraire sont totalement isolés et n'ont aucun lien de connectivité avec les réseaux écologiques alentour.

Cette variabilité des situations pose la question de la gestion de ces bassins et des aménagements potentiels futurs en faveur d'une amélioration de la connectivité.

Figure 51 : Des bassins connecteurs, seul chemin possible entre deux réseaux écologiques.



\* Carte d'occupation du sol affichée en raster (10/10m)

Clevenot, 2020

### 3. Influence de la place des bassins au sein des réseaux écologiques sur leur richesse en amphibiens

Les modèles statistiques élaborés à partir des variables issues du calcul des métriques de connectivité à l'échelle globale ne montrent aucune corrélation ( $p \geq 0,1$ ) entre la richesse en amphibiens dans les bassins de l'autoroute A77 et les valeurs de dPC décomposée comme l'illustre le **tableau 24**. Ce résultat suggère que le nombre d'espèces recensées dans les bassins autoroutiers n'est pas dépendant du rôle joué par ces ouvrages dans la connectivité des réseaux écologiques à l'échelle de la zone d'étude. De même, le modèle statistique comprenant les variables issues du calcul des métriques locales de « centralité intermédiaire » (BC) et de « flux » (F) ne montre aucune corrélation ( $p > 0,05$ ) entre le nombre d'espèces en amphibiens recensées dans les bassins de l'A77 et le poids mathématique des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux (**tableau 25**).

Tableau 24 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant les fractions de dPC comme variables

GLM.dPC (AIC = 153.23)				
Variabes	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
VEG.HELO	0.008303	0.003010	2.759	<b>0.0058</b>
VEG.HYDRO	0.004791	0.002243	2.137	<b>0.0326</b>
dPC_area	292309.645703	666010.647248	0.439	0.6607
dPC_flux	-1146.378257	2536.963684	-0.452	0.6514
dPC_connector	-69553.099115	63948.275317	-1.088	0.276

Clevenot, 2020

Tableau 25 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant les métriques BC et F comme variables

GLM.BCF (AIC = 151.01)				
Variabes	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
VEG.HELO	7.920e-03	2.905e-03	2.726	<b>0.0064</b>
VEG.HYDRO	4.944e-03	2.218e-03	2.230	<b>0.0258</b>
BC	-4.190e-10	3.703e-10	-1.132	0.2578
F	-2.188e-08	1.205e-07	-0.182	0.8559

Clevenot, 2020

Cependant, le modèle statistique comprenant la variable « degré des nœuds » (dG) montre une légère corrélation négative ( $p < 0,1$ ) entre le nombre d'espèces en amphibiens recensées dans les bassins de l'A77 et le nombre de taches d'habitat auxquelles chaque bassin est connecté (**tableau 26**).

Tableau 26 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant la métrique dG comme variable

GLM.Classe (AIC = 147.3)				
Variabes	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
VEG.HELO	0.006465	0.003026	2.137	<b>0.0326</b>
VEG.HYDRO	0.004374	0.002233	1.958	<b>0.0502</b>
dG	-0.057163	0.034377	-1.663	<b>0.0963</b>

Clevenot, 2020

Ce dernier modèle statistique a ainsi été retenu comme étant celui permettant d'expliquer au mieux la richesse en amphibien dans les bassins autoroutiers. Je considère ici la variable issue de la métrique locale dG comme ayant une valeur de p significative bien que supérieure à 0,05. Cette considération s'appuie sur un modèle statistique élaboré avec la variable nombre de liens (dG) sans les variables de végétation aquatique et qui montre une corrélation ( $p < 0.01$ ) entre la richesse en amphibiens recensée dans les bassins autoroutiers et le nombre de taches d'habitat auxquelles chacun de ces bassins est connecté (**tableau 27**).

Tableau 27 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant le nombre de liens comme seule variable

Variables	GLM.dG (AIC = 151.24)			
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
dG	-0.08695	0.03246	-2.679	<b>0.0073</b>

Clevenot, 2020

Ces résultats laissent supposer que lors du phénomène de dispersion, les amphibiens préféreront coloniser d'autres taches d'habitat que les bassins autoroutiers quand cela est possible, sans distinction vis-vis de la distance qui sépare le bassin considéré et les taches d'habitat adjacentes ou de la qualité des milieux environnant ces taches. De ce fait, on peut considérer que plus le nombre de taches d'habitat est grand dans une zone donnée, plus le choix du site de reproduction est important. Suivant cette hypothèse, la probabilité qu'une espèce colonise un bassin diminuerait avec le nombre de sites aquatiques disponibles aux alentours. Une autre hypothèse possible, et complémentaire à la première, est celle de la dissémination des espèces dans les différents sites disponibles en fonction des préférences écologiques de chacune et/ou afin d'éviter tout phénomène de concurrence interspécifique.

Cela vient conforter l'analyse exposée dans le chapitre 3 sur l'influence statistiquement positive d'un paysage à dominante agricole autour des bassins autoroutiers et sur la richesse en amphibiens recensée dans ces derniers, les paysages agricoles étant généralement plus pauvres en sites aquatiques que les milieux forestiers. Autrement dit, il semble qu'en l'absence d'autres habitats aquatiques disponibles, les bassins autoroutiers soient colonisés par les amphibiens comme sites de reproduction, correspondant à une dynamique source-puits. Ainsi, on peut envisager que, pour les amphibiens, les bassins constituent des puits, c'est-à-dire des habitats de faible qualité mais qui sont utilisés faute d'habitats de qualité supérieure disponibles.

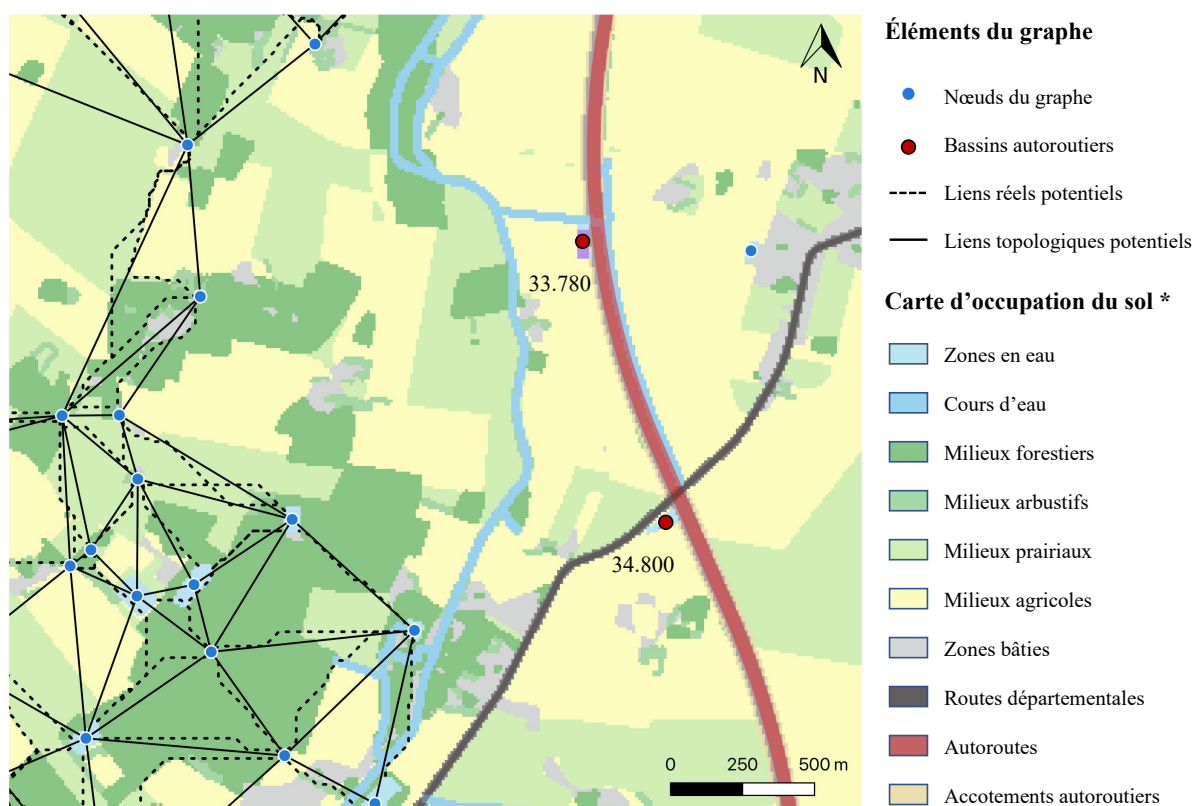
Des études complémentaires restent nécessaires pour savoir si ces bassins constituent, ou non, des pièges écologiques, c'est-à-dire des puits dont les caractéristiques les rendraient plus attrayant que des habitats de meilleure qualité (voir les travaux en cours de l'équipe de recherche CERISE, et notamment la thèse d'Antonin Conan).



#### 4. Intégration dans les réseaux écologiques : des aménagements au cas par cas

Les résultats exposés précédemment montrent une véritable influence de la typologie paysagère autour des bassins autoroutiers sur leur richesse en amphibiens, suggérant ainsi la nécessité d'envisager une gestion concertée de ces espaces entre les gestionnaires autoroutiers et les acteurs des territoires adjacents. Cependant, les différentes places des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux supposent des aménagements différenciés. Ainsi, pour certains bassins isolés, les aménagements paysagers seraient trop coûteux pour peu de résultats au vu de l'éloignement des bassins concernés vis-à-vis des réseaux écologiques alentour. Pour d'autres bassins au contraire un seul aménagement pourrait s'avérer suffisant pour augmenter la connectivité au réseau le plus proche. Prenons l'exemple des deux bassins illustrés en **figure 52**. Pour le bassin 33.780, la seule mise en place d'une haie ou d'une zone enherbée le long du fossé qui le relie au cours d'eau principal pourrait améliorer la connectivité avec le réseau local à l'ouest.

Figure 52 : Un bassin isolé mais des aménagements possibles au regard de sa situation.



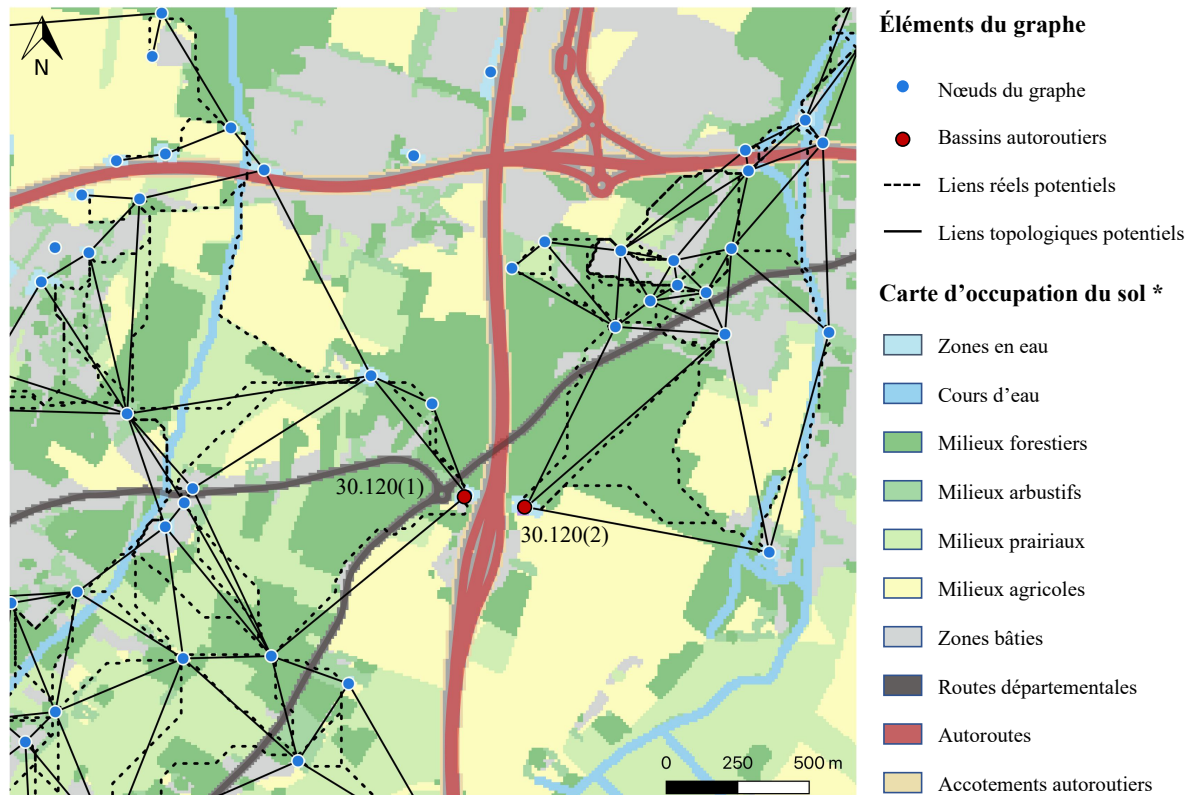
\* Carte d'occupation du sol affichée en raster (10/10m)

Clevenot, 2020

En revanche, pour le bassin 34.800, son encadrement par l'autoroute d'un côté et par la route départementale de l'autre nécessiterait la mise en place d'un crapauduc sous la route, soit un aménagement beaucoup plus coûteux et plus difficile à élaborer.

Cependant, il est important de noter que certains bassins sont équipés de buses passant sous l'autoroute et les reliant à un bassin ou à un fossé de l'autre côté de l'infrastructure. Lors de l'élaboration du jeu de liens, ces buses n'ont pas été prises en compte dans l'analyse, faute d'apparaître dans les bases de données utilisées ; or ces buses peuvent permettre aux amphibiens de circuler entre deux bassins disposés de chaque côté de l'infrastructure, limitant ainsi l'imperméabilité de l'infrastructure à la circulation de ces animaux. Si on prend l'exemple des deux bassins 30.120 (sens 1 et 2) disposés en regard de chaque côté de l'autoroute (**figure (53)**), on peut supposer que la présence d'une buse reliant les deux bassins peut permettre les circulations des amphibiens de l'un à l'autre. Dans ce cas, les deux bassins s'apparenteraient non plus à des bassins « en marge » mais à des taches d'habitat favorisant la connectivité entre le réseau de taches situé à l'est de l'infrastructure et celui situé à l'ouest.

Figure 53 : Des bassin en regard potentiellement relié par une buse



\* Carte d'occupation du sol affichée en raster (10/10m)

Clevenot, 2020

## Conclusions de la partie 2

Ces résultats témoignent de l'application de logiques spatiales à des faits et des situations localisées sur un terrain particulier. Cependant, la diversité de situations qu'offrent les bassins autoroutiers vis-à-vis des réseaux écologiques démontre qu'il est difficile d'émettre une conclusion généralisée quant à leur rôle au sein de ces réseaux. Si certains bassins sont en situation d'isolement, tant spatialement que par un environnement trop hostile aux déplacements des amphibiens, d'autres bien intégrés peuvent grandement participer à la connectivité des réseaux écologiques favorables à ces espèces en fournissant des sites-relais pour les individus disperseurs. Néanmoins, ces conclusions suggèrent qu'il est nécessaire de prendre en compte la présence de bassins autoroutiers dans les plans de maintien et de développement des continuités écologiques. Cependant, cette prise en compte ne peut se faire qu'à l'échelle locale par une analyse cartographique de la structure même du réseau telle qu'effectuée sur l'A77. Cela nécessite également une vérification in situ de la présence d'ouvrages de franchissement (crapauducs, buses), ceux-ci n'apparaissant pas sur les cartes d'occupation du sol mais pouvant participer de ce rôle des bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques favorables aux amphibiens.

De plus, les résultats énoncés dans le chapitre 6 démontrent que le nombre de mares auxquelles un bassin est connecté influe négativement sur sa richesse spécifique en amphibiens. Ces résultats laissent supposer que les amphibiens n'utilisent les bassins autoroutiers comme sites de reproduction uniquement lorsqu'ils n'ont pas de mares disponibles à proximité. Par conséquent, dans l'objectif de participer à la préservation de ces espèces et de leurs habitats, il est possible d'envisager d'adapter la structure ou la gestion des bassins concernés afin d'améliorer la capacité des ouvrages à fournir un site de reproduction viable pour les espèces qui s'y développent

Cependant, certains ouvrages peuvent ne pas se prêter à de tels aménagements du fait de leur structure (notamment les bassins bétonnés) ou du coût qu'un tel aménagement impliquerait. Dans ce cas, il est possible d'envisager la mise en place d'une mare de substitution permettant de proposer aux individus colonisateurs un habitat de qualité supérieure. Outre le fait qu'un tel site serait favorable à l'ensemble des cortèges floristiques et faunistiques aquatiques, la création de mares de substitution peut également être envisagée comme une étape supplémentaire de filtrations des eaux de ruissellement avant leur rejet dans le milieu naturel, et contribuant ainsi

à l'amélioration de la gestion des eaux pluviales. Cet aménagement peut être élaboré de manière concertée avec les acteurs du territoire adjacent afin de l'intégrer d'un point de vue écologique et paysager aux réseaux d'habitats situés à proximité.

Au-delà de la compréhension des logiques de ces dynamiques spatiales qui caractérisent les amphibiens, la mise en évidence des interactions écologiques entre bassins autoroutiers – et à fortiori les accotements d'infrastructures de transport – et les territoires traversés par ces infrastructures interroge les moyens d'améliorer la gestion des réseaux écologiques. Peuvent être inclus ici ceux du bon état écologique des eaux, des éléments de la faune aquatique pour lesquels les amphibiens jouent le rôle d'espèces phares ou parapluies. En effet, il faut prendre en compte l'interrelation entre la double gestion, celle de l'eau, telle qu'elle est envisagée dans les exigences réglementaires et auxquelles sont soumis les organismes gestionnaires des infrastructures autoroutières et celle de l'ensemble du système écologique, appréhendé dans sa dimension intégrée. Cela ne peut évidemment se faire qu'en réfléchissant aux modes d'usages, de relations, d'enjeux qu'ont les acteurs humains au sein de ce qui se révèle être des socio-écosystèmes complexes formés par les unités fonctionnelles des populations locales d'amphibiens.

---

## **PARTIE 3 :**

# **Modéliser les interactions socio-écologiques pour engager une gestion adaptative des bassins autoroutiers**

La première partie de cette thèse démontre que les bassins autoroutiers sont utilisés par de nombreuses espèces d'amphibiens comme des sites-refuges voire comme des sites de reproduction. Cependant, comme exposé précédemment, une des caractéristiques écologiques des amphibiens est d'alterner, au cours de leur cycle de vie, entre des sites aquatiques (stade larvaire, reproduction) et des sites terrestres (stade adulte, hibernation) au travers de migrations saisonnières. Le maintien de l'unité fonctionnelle que forment ces habitats et les milieux qui en garantissent la connectivité est donc essentiel à la survie de ces populations locales (Colburn, 2004). De plus, la deuxième partie de cette thèse démontre que les bassins autoroutiers peuvent s'avérer, selon leur situation et la densité d'habitats aquatiques à proximité, être des éléments constitutifs des continuités écologiques favorables aux amphibiens en tant que sites-relais dans les processus de dispersion. De ce fait, lorsque les bassins autoroutiers sont colonisés par des amphibiens, ils peuvent être considérés comme appartenant aux unités fonctionnelles de ces populations, que ce soit en tant qu'habitats aquatiques ou en tant qu'éléments de connectivité.

Cependant, ces unités fonctionnelles (Duguet *et al.*, 2003), dont le périmètre peut être défini relativement à la distance maximale de migration et de dispersion des espèces en présence (Porej *et al.*, 2004 ; Semlitsch & Bodie, 2003), se superposent à différents territoires humains aux enjeux parfois divergents et gérés par des acteurs aux intérêts souvent opposés (Bortolamiol *et al.*, 2017). Comme le soulignent Bortolamiol *et al.* (2017), « *les mobilités spatiales des animaux, notamment des espèces migratrices, aboutissent à des problématiques complexes et multi-acteurs, qui peuvent conduire à une segmentation sociale d'un territoire animal continu* ». De ce fait, les bassins autoroutiers peuvent être envisagés comme des éléments s'inscrivant dans des systèmes socio-écologiques (SSE) au sein desquels un système écologique et un système social interagissent sous la forme d'actions et de boucles de rétroactions (**chapitre 7**).

Il s'agit, dans cette troisième partie, de construire un cadre d'analyse permettant de caractériser ces interactions et de proposer un modèle adapté au socio-écosystème Bassins autoroutiers – Amphibiens – Territoires adjacents (BAT). Pour ce faire, nous étudierons plusieurs exemples de modèles existants dans la littérature scientifique, et développés pour la conceptualisation des

SSE. À partir de différents critères, telles que l'échelle d'appréhension du système social ou la manière dont sont conceptualisés le système écologique et les interactions entre ce dernier et le système social, nous verrons ainsi si l'un des modèles existants peut être utilisé dans le cadre d'un SSE BAT. Si tel n'est pas le cas, nous nous appuyerons sur ce modèle pour construire un modèle de SSE BAT (**chapitre 8**). Le modèle ainsi construit sera testé sur les deux terrains d'étude (loirétain et bourbonnais) afin d'en apprécier la reproductibilité et d'en identifier les limites (**chapitre 9**), notamment la nécessité d'intégrer dans ce type de modèle les représentations que se font les acteurs de ces interactions (**chapitre 10**).

Cette partie vise ainsi à répondre à la troisième question de recherche : **Comment appréhender la gestion des bassins autoroutiers au regard de l'enjeu amphibien ?**

## Chapitre 7 : De la continuité écologique à la gestion adaptative d'un socio-écosystème

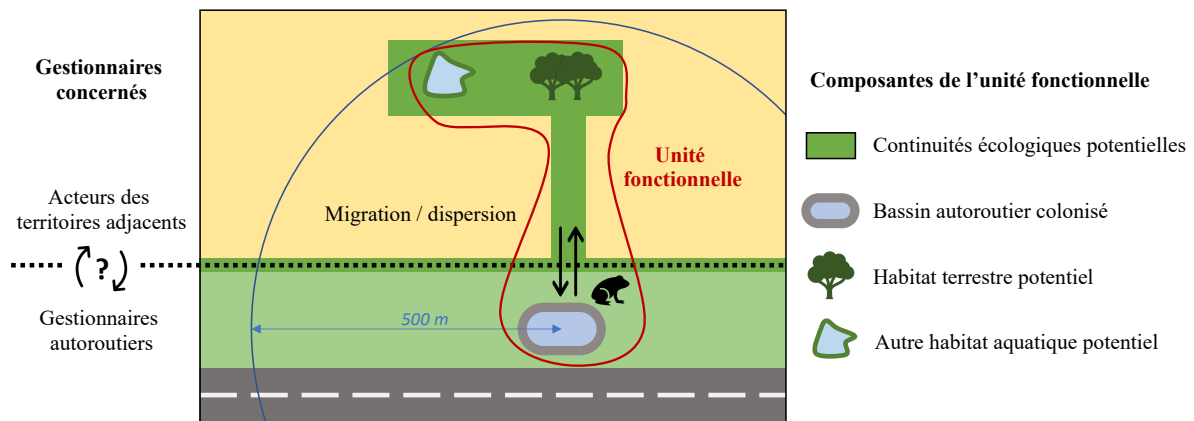
Comme évoqué en introduction de cette thèse, les amphibiens utilisent différents habitats, aquatiques mais aussi terrestres, au cours de leurs cycles annuels (Burel et Baudry, 1999). L'ensemble des éléments du paysage utilisés par une espèce au cours de son cycle de vie définit son unité fonctionnelle, Burel et Baudry (1999) estimant ainsi que « *la survie des individus ou des populations dépend de l'intégrité de l'unité fonctionnelle, mesurée par la connectivité, l'hétérogénéité, la composition et l'arrangement spatial de la mosaïque paysagère* ». Cela implique donc la présence d'une mosaïque paysagère, soit plusieurs habitats qui varient suivant leur forme et la nature des fonctionnalités qui s'y développent pour l'espèce envisagée au sein de cette unité fonctionnelle. Cela suppose également que ces habitats soient interconnectés, pour faciliter les flux de population, et que ces configurations paysagères disposent d'une certaine capacité à la résilience, pour permettre une stabilité dans le temps. C'est cette intégrité qu'évoquent Burel et Baudry (1999).

Ainsi, si les bassins autoroutiers sont utilisés par les amphibiens comme sites de reproduction ou, au cours d'un processus de dispersion, comme des sites relais participant à la connectivité entre les taches d'habitat utilisées par ces espèces, ces ouvrages ne représentent qu'une partie de l'unité fonctionnelle des populations concernées. Toutefois, les habitats terrestres et les autres taches d'habitat colonisables sont en majorité situés en dehors des emprises de l'infrastructure autoroutière, dans un rayon d'environ 500 m à 1 km autour du bassin colonisé, au moins temporairement (Semlitsch et Bodie, 2003 ; Smith et Green, 2005 ; Semlitsch, 2008 ; Clevenot *et al.*, 2018), comme cela a été présenté dans les deux premières parties de cette thèse.

De ce fait, la conservation des populations d'amphibiens qui colonisent les bassins autoroutiers ne dépend pas uniquement des dynamiques écologiques développées au sein de ces ouvrages et plus largement des emprises des infrastructures de transport mais également de celles qui caractérisent leurs habitats terrestres et les milieux qu'elles traversent pour passer des uns aux autres. Par conséquent, les pratiques de gestion des bassins autoroutiers, mises en place par les gestionnaires autoroutiers, ne sont pas les seules pratiques de gestion pouvant impacter ces dynamiques écologiques. Les différents milieux (agricoles, forestiers etc.) dans lesquels s'inscrivent les habitats terrestres font également l'objet de pratiques de gestion ou d'absence

de pratiques de gestion qui peuvent ne pas être compatibles ou qui peuvent impacter les fonctionnalités écologiques des populations d'amphibiens qui les colonisent (**figure 54**).

Figure 54 : Problématique de gestion d'une unité fonctionnelle interterritoriale



Clevenot, 2020

Comment alors envisager la gestion de ces unités fonctionnelles et des populations d'amphibiens qui en dépendent, tout en prenant en considération l'utilisation qui est faite de ces milieux, et le rôle ou statut qui leur est attribué par les groupes socio-économiques concernés, qu'ils soient agriculteurs, forestiers, gestionnaires de réserves naturelles ou de propriétés foncières accueillant des activités autres comme de loisirs par exemple ? La question impose inévitablement la prise en considération des unités fonctionnelles écologiques des taxons envisagés, ici les amphibiens, mais aussi les systèmes spatiaux socio-économiques et socio-administratifs humains, à travers les terres cultivées ou vouées à une activité agricole, les bois et les forêts, envisagés ci-dessus. L'approche la plus adaptée pour notre questionnement est celle développée autour de la prise en compte de ces deux systèmes, écologique et humain, et que les sciences environnementales ont appelé les socio-écosystèmes ou systèmes socio-écologiques (SSE) (Folke *et al.*, 2002 ; Holling et Allen, 2002 ; Asah, 2008 ; McGinnis et Ostrom, 2014).

Répondre à la question nécessite d'utiliser une méthode permettant de conceptualiser le système socio-écologique que forment ces milieux, les espèces qui les utilisent ainsi que les entités des systèmes humains qui agissent sur ces milieux et les interactions potentielles ou existantes entre l'ensemble de ces éléments. Cependant, comprendre les interactions qui se nouent au sein de socio-écosystèmes entre le système social et le système écologique impose d'identifier les



acteurs humains agissant sur le système écologique, et de comprendre comment ces acteurs perçoivent mais aussi envisagent et agissent sur ce système écologique afin d'identifier les conditions dans lesquelles peut se construire un système d'intendance (Mathevet, 2012) de ces unités fonctionnelles ; la notion d'intendance étant définie plus loin dans ce chapitre.

## **1. Bassins autoroutiers et territoires adjacents : de l'unité fonctionnelle au socio-écosystème ?**

Si les unités fonctionnelles écologiques étudiées dans le cadre de cette thèse sont formées d'espaces géographiques continus, elles ne sont pas isotropes. Caractérisées par une mosaïque de milieux écologiquement distincts, bien qu'en interactions avec les autres espaces environnants, elles constituent un panel de territoires humains de natures différentes. Ces unités fonctionnelles s'inscrivent donc dans des systèmes de gestion de la biodiversité multi-scalaires et multi-acteurs, qu'il convient de prendre en compte afin de comprendre le contexte dans lequel un système d'intendance de ces unités fonctionnelles peut se former entre les acteurs concernés.

### **1.1. La continuité écologique face aux pratiques territoriales**

La notion d'unité fonctionnelle écologique découle des dynamiques effectives au sein des continuités écologiques. Entre les taches d'habitat, elle intègre le déplacement des espèces. La question que pose la gestion des unités fonctionnelles écologiques, semblables à celles dont dépendent les populations d'amphibiens qui colonisent les bassins autoroutiers, est celle des fonctions et des usages humains de ces espaces dans lesquels ils s'inscrivent. Autrement dit, ces espaces ne répondent pas seulement à des fonctionnalités écologiques mais sont également caractérisés par des dynamiques humaines, des formes d'appropriation territoriale par les acteurs humains qui agissent sur ces espaces.

Comme le soulignent Gumuchian *et al.* (2003), « *toute construction territoriale est l'objet d'intentions, de discours, d'actions de la part d'acteurs qui existent, se positionnent, se mobilisent, développent des stratégies pour parvenir à leurs fins* ». L'acteur est ici entendu comme une personne ou un groupe de personnes qui agissent ou qui ont le pouvoir d'entraîner une action et qui sont en interaction avec d'autres acteurs ou groupes d'acteurs (Di Méo, 1998). À l'instar de Bédard et Lajarge (2018), on distinguera ici la notion de territoire de celle de territorialité, cette dernière étant définie par Lajarge (2012) comme « *une modalité d'action par*

*laquelle les individus composent collectivement un bien commun et l'éprouvent, par les relations qu'ils entretiennent ensemble avec l'extériorité, dans des modes de connaissances et de valorisation de l'espace qui leur sont propres et qu'ils partagent* ». Il n'est pas question ici de se demander si les infrastructures autoroutières peuvent être considérées ou non comme des territoires mais bien de considérer le fait que ces espaces se caractérisent par des formes de territorialités comprenant des savoirs, des savoir-faire et des pratiques propres aux gestionnaires autoroutiers et qui peuvent se distinguer des savoirs et pratiques élaborés dans les territoires adjacents.

Suivant cela, les unités fonctionnelles écologiques dont dépendent les populations d'amphibiens qui colonisent les bassins autoroutiers, et par conséquent leur gestion, peuvent être définies comme « *interterritoriales* », en ce sens qu'elles ne peuvent dépendre uniquement des frontières administratives ou de celles relevant de la propriété (Debray, 2011). Ainsi, les accotements autoroutiers peuvent être envisagés non pas comme une limite entre deux territoires mais comme un espace intermédiaire, « *une intersection souple où l'on joue à la fois sur l'inclusion et l'exclusion... un lieu de transit et de médiation... à partir [duquel] on peut aller dans plusieurs directions à la fois... [et qui] permet de se définir par rapport à une pluralité de références extérieures* » (Remy, 1984 in Vanier, 2005). La question que pose la gestion des unités fonctionnelles dans lesquelles s'inscrivent les bassins autoroutiers est donc celle de la capacité des acteurs à aller au-delà de cette frontière et à envisager les interactions écologiques mais aussi sociales qui peuvent se nouer au sein de ces espaces. La question posée s'inscrit dans une perspective scientifique environnementale mais elle constitue aussi une contribution opérationnelle à l'amélioration de cette gestion : chaque acteur est invité à se questionner sur le fonctionnement de ces SSE en vue d'une meilleure efficacité des deux systèmes, humains et écologiques.

Cependant, la fonctionnalité des écosystèmes ne dépend pas seulement d'une connectivité structurelle et fonctionnelle « horizontale » des habitats mais également de processus inter-scalaires ; les habitats utilisés par les amphibiens constituent, avec les milieux qui les séparent, les éléments des unités fonctionnelles qui, elles-mêmes, font partie d'un ensemble de milieux gérés par les différents acteurs du système social. Ainsi, envisager la gestion d'une unité fonctionnelle écologique nécessite d'appréhender les échelles d'applications des pratiques de gestion de la biodiversité mises en place sur les espaces territorialisés dans lesquels elle s'inscrit et d'identifier les acteurs concernés.

## 1.2. De l'unité fonctionnelle au socio-écosystème

La colonisation spontanée des bassins autoroutiers interroge l'adéquation entre ce processus écologique et les pratiques de gestion mises en place sur ces ouvrages dans une optique de gestion technique des eaux de ruissellement. Elle questionne également le rôle d'acteurs extérieurs à l'infrastructure et l'influence de leurs pratiques de gestion sur ce phénomène. De ce fait, cet espace dans lequel les mouvements entre taches d'habitat transcendent les limites administratives peut être envisagé non plus comme une unité fonctionnelle écologique mais aussi comme un système socio-écologique au sein duquel les sphères écologiques et sociales sont en interrelations.

Ce processus d'interrelation, voire d'interdépendance (Folke, 2006) entre la sphère sociale et la sphère écologique, a d'abord été conceptualisé sous la forme d'un géosystème, défini comme « *une entité ou facette naturelle, formée par un ensemble en équilibre d'éléments du climat, des eaux, du sol, de la végétation et du relief [pouvant inclure] les éléments du système anthropique* » (Brunet *et al.*, 1992). G. Bertrand l'utilise pour développer « *l'idée selon laquelle les éléments physiques, biologiques et anthropiques réagissent de manière dialectique* » (Bertrand, 1978 *in* Claval, 1998). Vers la fin des années 1990, a été proposé le concept d'anthroposystème, défini comme « *un système complexe, hybride et interactif entre deux ensembles organisés constitués par un (ou des) sociosystème(s) et un (ou des) écosystème(s), plus ou moins artificialisé(s) [et qui] se développe selon un territoire donné et selon une trajectoire temporelle* » (Lévêque *et al.*, 2002). Dans la même ligne d'idée, les écologues anglo-saxons conceptualisent les interactions entre les milieux naturels et les sociétés humaines en termes de systèmes socio-écologiques (*social-ecological systems*) (Alexandre et Génin, 2016).

Les systèmes socio-écologiques sont constitués de systèmes sociaux, incluant ce qui relève de la sphère humaine, l'économie, les relations sociales et les institutions, en interaction avec des systèmes écologiques englobant les communautés d'organismes vivants non-humains qui interagissent les uns avec les autres et avec leur environnement (Folke *et al.*, 2004). La modélisation d'un SSE aboutit ainsi à prendre en compte les interrelations entre les deux types de systèmes, humains et écologiques, ainsi que les dynamiques se produisant au sein même de ces systèmes, le tout selon une logique d'échelles spatiales et temporelles emboîtées (Holling, 2001). Ainsi, les SSE ont été conceptualisés et proposés comme modèles afin de répondre à un objectif de résilience des écosystèmes et des pratiques de gestion associées (Folke, 2006) à

travers l'adoption d'une « *épistémologie de la complexité, qui permet de considérer non seulement que la préservation de la diversité du vivant fait système, mais que ces systèmes ne sont pas uniquement écologiques et sont inséparables de la complexité sociale* » (Berkes et Folke, 1998). Depuis le début des années 2000, diverses approches de recherche ont été développées sur les interactions entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques (Binder *et al.*, 2013) à travers notamment la modélisation des activités et comportements des sociétés humaines ayant un impact spécifique sur un écosystème ou un service écosystémique (Redman, 1999 ; Antle et Stoorvogel, 2006), l'identification et la modélisation des biens et ressources importantes pour le système humain ainsi que pour le système écologique (Liu *et al.*, 2007), ou encore l'étude de la résilience et la gestion adaptative des systèmes socio-écologiques (Holling et Allen, 2002 ; Walker *et al.*, 2002 ; Folke *et al.*, 2016). L'objectif premier de ces recherches sur les socio-écosystèmes est de mettre en lumière les processus de co-développement des sphères humaine et écologique dans le cadre d'une approche pluridisciplinaire.

## **2. Du motif environnemental à une gestion adaptative et solidaire**

Les chercheurs en gestion des ressources naturelles s'accordent sur l'importance de prendre en compte la manière dont les acteurs humains d'un socio-écosystème se représentent les objets avec lesquels ils entrent en interaction pour comprendre leurs pratiques de gestion (Beratan, 2007 ; Etienne *et al.*, 2011 ; Mathevet *et al.*, 2011 ; Lynam *et al.*, 2012 ; Jones *et al.*, 2014). Dans le cas qui nous occupe, s'intéresser aux représentations que se font les acteurs des bassins autoroutiers, des amphibiens qui les colonisent ainsi que des interactions écologiques entre les infrastructures autoroutières dont ils dépendent et les territoires qu'elles traversent, peut nous aider à comprendre les processus qui amènent les acteurs à se coordonner pour élaborer des pratiques de gestion en adéquation avec les dynamiques écologiques mais aussi les enjeux socio-économiques qui caractérisent les territoires en question.

### **2.1. De l'objet perçu au motif environnemental**

Si une part importante des études sur la nature est consacrée aux représentations, c'est probablement parce que cette nature représente, pour les sociétés humaines, tout à la fois processus, lieu de vie et ressources (Besse, 1997). Selon Vuillot (2015), « *chaque individu se forge et utilise des représentations internes du monde qui l'entoure afin de maîtriser son environnement, d'interagir avec lui et avec les autres individus à son propos ainsi que de guider*

*son comportement et ses actions* ». Ces représentations sont des grilles de lecture du monde qui permettent aux individus de donner un sens à ce qu'ils perçoivent en fonction de leurs expériences vécues et de leurs interactions sociales (Jones *et al.*, 2011). Si les représentations sont propres à chaque individu, elles peuvent également être partagées par un groupe d'individus et ainsi être désignées comme des représentations sociales (Moscovici, 1961). Une représentation sociale est « *une image qui, au cours de son évolution, aurait acquis une valeur socialisée (partagée en grand nombre) et une fonction socialisante (participant à l'élaboration d'une interprétation du réel valide pour un groupe donné à un moment donné de son histoire)* » (Mannoni, 2012). De fait, les représentations individuelles influencent et sont influencées par les représentations sociales (Jodelet, 1989).

Les représentations individuelles sont influencées par l'expérience vécue par les individus vis-à-vis de l'objet représenté (Jodelet, 2006). Alizé Berthier (2019) démontre ainsi que la représentation des perruches ou des corneilles comme des oiseaux urbains par les individus interrogés dépend des expériences qu'ils ont avec ces oiseaux et du contexte dans lequel ces expériences sont vécues. Plus l'oiseau est perçu (vu ou entendu) dans un contexte urbain, plus il est envisagé comme tel. Ainsi, comme le souligne Bouleau (2019), « *pour décrire l'environnement perçu, les individus ont à leur disposition un répertoire de formes [qu'] ils peuvent apprendre à reconnaître parce qu'ils les rencontrent plusieurs fois, qu'elles se répètent, qu'elles ressemblent à un idéal-type* ». Néanmoins, il convient de souligner qu'une opinion personnelle partagée ne fait pas une croyance collective. Au contraire, Margaret Gilbert (2006) considère qu'il existe souvent des croyances collectives assumées à partir d'un partage d'opinion (voir également Duveen et Moscovici, 2000). Les représentations collectives se distinguent ainsi des représentations individuelles.

Lorsque ces formes sont perçues dans l'espace vécu et sont associées à des représentations (individuelles ou collectives), des émotions et des motivations à agir, on peut alors parler de **motif** (Bouleau, 2019). Dans cette acception, un **motif environnemental** « *représente une prise sensorielle et cognitive sur une réalité spatiale et historique à laquelle il est légitime, dans un contexte sociopolitique particulier, d'imputer une cause ou un effet environnemental* » (Bouleau, 2017).

À partir de cela, on peut s'interroger sur la manière dont les acteurs humains des SSE étudiés perçoivent et se représentent les bassins autoroutiers, sur leur motivation à agir sur ces ouvrages

et sur les pratiques qu'ils engagent. En effet, les bassins autoroutiers sont construits dans l'objectif premier de régulation de la pollution issue de l'infrastructure autoroutière en réponse à la loi sur l'eau de 1992. À ce titre, la forme *bassin autoroutier* peut être envisagée comme un motif environnemental de protection des milieux aquatiques. Cependant, l'interprétation de ce motif environnemental peut varier suivant les acteurs concernés, notamment lorsque l'objet bassin autoroutier est associé aux amphibiens qui, rappelons-le, peuvent également être envisagés comme un motif environnemental en tant qu'espèces emblématiques de la crise écologique actuelle (voir le chapitre introductif). De ce fait, là où certains acteurs associeront les bassins autoroutiers aux impacts des sociétés humaines sur l'environnement et, associés aux amphibiens, à des pièges écologiques, d'autres y verront un milieu artificialisé aux fonctionnalités écologiques insoupçonnées. De plus, comme le souligne Bouleau (2019), « *le caractère intersectoriel de l'environnement augmente la diversité des motifs avec lesquels il peut être appréhendé* ». Ainsi, là où les gestionnaires autoroutiers verront un ouvrage technique de gestion des eaux pluviales, un écologue pourrait y voir un milieu, un habitat.

Enfin, de ces différentes interprétations d'un même motif, associées aux émotions qu'elles peuvent susciter (surprise, curiosité, opposition etc.), peuvent émerger des engagements et des motivations à agir (Bouleau, 2019). La manière dont un acteur ou un groupe d'acteurs agit sur un objet ou un espace donné dépend en grande partie de la représentation qu'il se fait de cet objet ou de cet espace (Jodelet, 1989). Comprendre comment les acteurs des SSE étudiés perçoivent les milieux et les objets qui constituent le système écologique avec lequel ils interagissent peut permettre de discerner leurs motivations à agir sur ces éléments et d'identifier des représentations communes, partagées par ce groupe d'acteurs. Si les motivations à agir peuvent être différentes, des objectifs communs pourraient aboutir à une coordination entre ces acteurs, un partage des savoirs et savoir-faire au service de cet objectif.

Cependant, au-delà des bassins autoroutiers, c'est bien l'ensemble de l'unité fonctionnelle des populations d'amphibiens qui les colonisent qu'il convient de prendre en compte dans les pratiques de gestion mises en place. Il s'agit ainsi de s'intéresser à la manière dont les acteurs appréhendent les interactions établies entre les éléments du système écologique (milieux, habitats, espèces) mais aussi entre eux et ces différents éléments du système écologique. Perçoivent-ils cette interdépendance écologique entre les différents milieux/habitats qui composent le système écologique de ces SSE et si oui, comment appréhendent-ils la gestion de ces dynamiques au regard de leurs pratiques ? Comment conçoivent-ils leurs propres

interactions avec les éléments du système écologique mais aussi avec les autres acteurs du système social au sein de ces SSE particuliers ?

## 2.2. La solidarité écologique : du fait à l'action

Percevoir l'étroite interdépendance des êtres vivants, entre eux et avec les milieux naturels ou aménagés de deux espaces géographiques contigus ou non revient à reconnaître une solidarité écologique entre les éléments qui composent un socio-écosystème (Mathevet *et al.*, 2010). Penser la solidarité écologique suppose donc d'envisager en premier lieu une « *solidarité de fait* » (Mathevet *et al.*, 2010) à travers le constat d'un lien d'interdépendance écologique qui noue les territoires entre eux. Ainsi, selon Mathevet *et al.* (2010), la solidarité de fait « *souligne la 'communauté de destin' entre l'homme, la société et son environnement en intégrant, d'une part, la variabilité, la complémentarité et la mobilité de la diversité du vivant et des processus écologiques dans l'espace et le temps et, d'autre part, la coévolution des sociétés humaines et de la nature au travers des usages de l'espace et des ressources naturelles* ». Dans notre cas, cela suppose pour les acteurs des territoires étudiés d'identifier un « enjeu amphibien » commun à leurs territoires et de reconnaître l'existence d'échanges biologiques entre les accotements de l'infrastructure autoroutière et les territoires adjacents, notamment au regard des unités fonctionnelles des populations d'amphibiens qui colonisent les bassins autoroutiers.

Toutefois, penser la solidarité écologique au sein de ces SSE suppose également d'envisager une « *solidarité d'action* » qui, selon Mathevet *et al.* (2010), « *se fonde sur la reconnaissance par les habitants, les usagers et les visiteurs qu'ils font partie de la communauté du vivant, et qui traduit leur volonté de 'vivre ensemble' avec les autres êtres vivants, au sein des espaces dans lesquels ils interviennent, jugeant de leurs actions ou de leur non-action selon leurs conséquences sur les composantes de cette communauté* ». Dans notre cas, cette solidarité d'action se traduirait par une volonté des acteurs locaux à agir, mais surtout à agir de concert, en développant des pratiques de gestion cohérentes avec la réalité spatiale des processus écologiques perçus. Cela implique l'identification par les acteurs interrogés des effets de leurs activités et pratiques de gestion de la biodiversité sur ces processus écologiques mais aussi de l'interdépendance de ces pratiques de gestion. Autrement dit, cela suppose que les acteurs concernés reconnaissent que leurs actions et les pratiques mises en œuvre sur leur territoire pour la gestion de la biodiversité peuvent impacter ou être impactées par les pratiques mises en place sur les territoires adjacents. Enfin, cette solidarité d'action suppose une volonté d'action

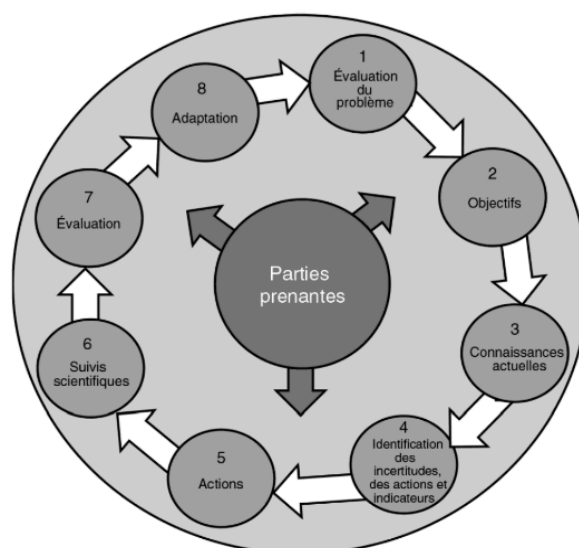
commune, c'est-à-dire à la fois la caractérisation d'un dessein commun mais aussi l'identification, par les acteurs, des autres acteurs du système comme des partenaires potentiels. La prise en charge d'un patrimoine naturel commun passe ainsi par une confiance et un désir d'agir ensemble pour prendre en charge des situations complexes et multi-acteurs qu'imposent la variabilité du vivant et de ses dynamiques.

### 2.3. Un système d'intendance pour une gestion adaptative

Comme le souligne Ollagnon (2006), « *le propre du vivant est d'être évolutif* ». Les écosystèmes changent, se transforment et s'adaptent (autant que faire se peut) aux rythmes des perturbations naturelles ou anthropiques sur des pas de temps plus ou moins longs et à différentes échelles spatiales. Le phénomène de colonisation spontanée des bassins autoroutiers par plusieurs espèces d'amphibiens en est le parfait exemple. Ces espèces, dans une recherche constante de nouveaux habitats pour se reproduire, ont trouvé dans les bassins autoroutiers des sites semblant répondre à leurs exigences écologiques, bien que ces derniers n'aient pas été conçus dans cet objectif. Ce constat n'a pas pour vocation d'affirmer qu'un bassin autoroutier peut remplacer une mare ou un étang ; il souligne cependant la capacité d'adaptation de ces espèces aux perturbations auxquelles elles peuvent faire face (i.e. ici la disparition progressive des mares et plans d'eau). Il démontre également les processus d'évolution conjointe entre les systèmes écologiques et les systèmes humains, qui évoluent eux-mêmes au gré des besoins et des attentes des sociétés qui les développent, ainsi que des innovations scientifiques et techniques. À ce titre, ce constat appuie la nécessité de développer la capacité des groupes humains et de leurs activités à s'adapter aux changements qui s'opèrent dans les écosystèmes avec lesquels ils interagissent. En effet, la gestion du vivant ne peut découler de pratiques figées et inaltérables. Elle se doit d'être flexible et d'évoluer en fonction des changements du système écologique concerné (Mathevet et Guillemain, 2016). La **gestion adaptative** (Walters et Holling, 1990) répond à cette nécessité, à travers un objectif d'organisation du processus de gestion et de décision à partir du processus de gestion lui-même, et d'adaptation de la gestion en fonction de ce qui a été appris (McLain et Lee, 1996 ; Gosselin, 1996 ; Bormann *et al.*, 1999 ; Aldridge *et al.*, 2004). La gestion adaptative repose donc à la fois sur l'apprentissage et sur la prise en compte de l'incertitude. Le plan de gestion est alors élaboré suivant les connaissances actuelles que les acteurs ont des milieux concernés. Ce plan de gestion est accompagné d'un protocole de suivi des mesures mises en place, dont les résultats seront à l'origine d'une adaptation desdites mesures (**figure 55**).



Figure 55 : Étapes clés du processus de gestion adaptative



1. Définition et délimitation du problème de gestion ;
2. Définition des objectifs de gestion ;
3. Analyse du système et clarification des hypothèses à partir des connaissances actuelles ;
4. Élaboration du plan de gestion ;
5. Mise en œuvre du plan de gestion ;
6. Mise en œuvre d'un protocole de suivi avec des indicateurs permettant de tester les différentes hypothèses ;
7. Utilisation des résultats pour apprendre de l'expérience et pour adapter le plan de gestion ;
8. Adaptation en vue d'une redéfinition des objectifs de gestion.

*Tiré de Mathevet et Guillemain (2016) ; d'après Holling (1978) et Rist et al. (2013)*

Dans le cadre des bassins autoroutiers colonisés par les amphibiens et des unités fonctionnelles dont ils dépendent, la gestion adaptative peut permettre d'ajuster les pratiques de gestion aux dynamiques écologiques des différents habitats, tout en tenant compte des impératifs opérationnels inhérents à ces milieux. Néanmoins, la mise en œuvre de ce modèle de gestion suppose une mise en commun des savoirs et savoir-faire propres à chaque catégorie d'acteurs. Si les gestionnaires autoroutiers ont une connaissance accrue du fonctionnement hydraulique et technique des bassins dont ils ont la charge, les dynamiques écologiques qui peuvent caractériser ces ouvrages ne relèvent *a priori* pas de leurs compétences. Inversement, si des écologues ou naturalistes sont en mesure d'évaluer la richesse spécifique (faunistique mais aussi floristique) de ces milieux, ils ne peuvent émettre d'hypothèses quant à leur évolution future, ni de recommandations de gestion, qu'en tenant compte des fonctions techniques des ouvrages étudiés et des impératifs de gestion qui en découlent. Il en va de même pour l'ensemble des milieux utilisés par les sociétés humaines, que ce soit pour le prélèvement de ressource (agriculture, foresterie) ou pour une utilisation culturelle (forêt domaniale, étang de pêche etc.). Une gestion adaptative de ces unités fonctionnelles nécessite donc la construction

d'un système d'intendance favorisant la participation de différents acteurs locaux au processus d'élaboration du plan de gestion, du protocole de suivi, d'analyse des résultats et d'adaptation des pratiques.

Le concept d'intendance (« *stewardship* »), introduit en France en 2010 à travers le projet Landlife, désigne des actions collectives et contractualisées, élaborées conjointement par plusieurs types d'acteurs locaux en vue d'une gestion partagée du patrimoine naturel (Sabaté *et al.*, 2013, Rivaud et Prevost, 2018). L'objectif premier d'un système d'intendance est de mettre en place des pratiques de gestion permettant de répondre aux besoins de conservation de la nature, tout en prenant en compte le contexte humain dans lequel ils s'inscrivent (Sabaté *et al.*, 2013). L'intendance est basée sur un principe d'engagement, s'appuyant sur des outils contractuels élaborés de manière concertée par l'ensemble des acteurs concernés, souvent sous une forme écrite (contrat, convention de partenariat), mais variable quant à leur durée d'application (Sabaté *et al.*, 2013). Les formes d'engagement, de participation et d'implication des différents acteurs peuvent ainsi varier, allant de l'accompagnement dans la gestion au transfert de propriété, en passant par un transfert de la gestion (Sabaté *et al.*, 2013).

Pour les sociétés autoroutières, nouer des partenariats avec un ou plusieurs acteurs des territoires traversés dans un objectif d'intendance des unités fonctionnelles intégrant leurs bassins autoroutiers peut s'avérer avantageux sur bien des points. Les bassins autoroutiers sont, avant toutes choses, des outils de protection des milieux aquatiques issus de la Loi sur l'Eau de 1992 et ils répondent, par conséquent, d'ores et déjà à un enjeu écologique que l'enjeu amphibien ne peut supplanter. De plus, les infrastructures de transport répondent à des obligations sécuritaires, notamment en termes de structure paysagère des accotements. Le principe d'intendance est donc parfaitement adapté à ce type d'espace puisqu'il implique une approche intégrée de la gestion de la biodiversité qui tient compte explicitement du contexte technique et juridique dans lesquels s'inscrivent ces espaces. Comme le soulignent Sabaté *et al.* (2013), « *[l'intendance] est un concept particulièrement utile dans les nombreux cas où une gestion durable des paysages, des habitats et des ressources est recherchée plutôt qu'une protection absolue* ».

Néanmoins, l'intendance est également axée sur un principe de volontariat (Rivaud et Prévost, 2018) et ne fait donc l'objet d'aucune obligation réglementaire. La question qui se pose aujourd'hui est de savoir quels sont les acteurs, parmi ceux concernés par les unités

fonctionnelles intégrant les bassins autoroutiers colonisés par les amphibiens, en capacité de constituer un système d'intendance pour développer une gestion adaptative des bassins autoroutiers et des territoires adjacents au regard de l'enjeu amphibien. Pour cela, nous étudierons le cas d'un partenariat mis en place depuis 2011 dans l'Allier (03) entre une entreprise gestionnaire d'infrastructure et un organisme associatif local pour l'évaluation et la gestion de bassins autoroutiers afin de comprendre la démarche de ces deux acteurs. Nous verrons ensuite dans quelles mesures une telle démarche est applicable dans le Loiret (45) pour les bassins autoroutiers de l'A77.



## Chapitre 8 : Construire un modèle de SSE bassins autoroutiers – amphibiens – territoires adjacents

Les bassins autoroutiers, en tant qu'ouvrages de gestion des pollutions autoroutières, sont une réponse technique à une exigence réglementaire. Ils sont mis en place par des gestionnaires autoroutiers contraints par la réglementation et selon des logiques industrielles et sécuritaires propres aux infrastructures de transport. Cependant, le phénomène de colonisation spontanée de ces bassins par les amphibiens confère à la gestion de ces ouvrages un double enjeu écologique puisqu'à la protection des milieux naturels adjacents face aux pollutions autoroutières se voit ajouter un enjeu de gestion d'un milieu dont la fonction écologique n'avait pas été envisagée jusqu'alors par ces acteurs gestionnaires. Dans un même temps, comme expliqué précédemment, le rôle de ces bassins, en tant que site de reproduction, dépasse largement les limites foncières de l'infrastructure autoroutière en inscrivant ces milieux dans des unités fonctionnelles composées de différents types d'habitats, gérés par une multitude d'acteurs extérieurs à l'infrastructure autoroutière et qui ne sont plus les gestionnaires autoroutiers. Si les deux premières parties de cette thèse nous permettent de caractériser le système écologique, constitué d'unités fonctionnelles des amphibiens qui colonisent les bassins autoroutiers, elles nous invitent également à interroger la structure et les dynamiques du système social avec lequel ce système écologique entre en interaction. Par conséquent, il s'agit ici de construire un cadre d'analyse permettant de caractériser ce système social et ses potentielles interactions avec le système écologique décrit. Pour cela, il convient d'identifier les acteurs qui agissent sur ces espaces dans lesquels s'inscrivent les unités fonctionnelles décrites et de comprendre comment ces acteurs appréhendent et perçoivent les dynamiques écologiques qui s'y déploient et comment ils conçoivent leurs actions vis-à-vis de ces dynamiques. Il s'agit donc de construire et de proposer un modèle adapté au socio-écosystème Bassins autoroutiers – Amphibiens – Territoires adjacents (BAT).

En matière de socio-écosystème, plusieurs études scientifiques ont proposé des modèles d'interprétation et de formalisation des socio-écosystèmes (voir Binder *et al.*, 2013). La variété de ces modèles tient aussi bien à leurs finalités, aux approches des interactions écologiques et sociétales, qu'aux échelles spatiales et temporelles. L'objectif de ce chapitre est d'identifier le modèle le plus approprié à la compréhension des mécanismes des SSE BAT. De fait, nous étudierons plusieurs exemples de modèles développés pour la conceptualisation des SSE à partir de différents critères telles que l'échelle d'appréhension du système social ou la manière

dont sont conceptualisés le système écologique et les interactions entre ce dernier et le système social. Nous verrons ainsi si l'un des modèles existants peut être utilisé dans le cadre d'un SSE BAT. Si tel n'est pas le cas, nous nous appuyerons sur ce modèle pour construire un modèle de SSE BAT. Le modèle ainsi construit sera testé sur les deux terrains d'étude (loirétain et bourbonnais) afin d'en éprouver la reproductibilité et d'en identifier les limites, notamment la nécessité d'intégrer dans ce type de modèle les représentations que se font les acteurs de ces interactions. Il convient de noter que le terme de modèle sera utilisé ici non pas au sens d'outil de modélisation mais pour désigner un cadre conceptuel « *qui, grâce à ses caractéristiques, à ses qualités, peut servir de référence à l'imitation ou à la reproduction* » (Birou, 1966), c'est-à-dire un modèle conceptuel tel qu'il s'élabore dans les phases préliminaires de construction des Systèmes d'Information Géographique par exemple (voir Modèle Conceptuel de Données - MCD).

## **1. Un modèle pour la construction du SSE BAT**

L'enjeu majeur du choix d'un modèle de SSE est la formalisation des liens entre les composantes écologiques et sociales (Carpenter *et al.* 2007 in Baulaz, 2020). De nombreuses recherches interdisciplinaires ont conduit au développement de plusieurs schémas conceptuels ayant pour objectif la caractérisation des SSE (Binder *et al.*, 2013). L'objectif de cette partie est d'identifier le cadre d'analyse le plus approprié à la compréhension des mécanismes des SSE BAT, bien qu'il soit nécessaire ensuite de l'adapter aux particularités de ces SSE.

### **1.1. La comparaison de différents modèles de SSE**

La publication de Binder *et al.* (2013) propose une comparaison multicritère de dix modèles de systèmes socio-écologiques, à partir d'une classification selon :

- L'échelle à laquelle est envisagé le système social et la manière dont les emboitements d'échelles sont pris en compte et agissent plus ou moins sur le local ;
- La façon dont est conceptualisée la relation entre le système social et le système écologique, c'est-à-dire unidirectionnelle ou bidirectionnelle et l'exhaustivité avec laquelle chaque système est développé ;
- La perspective adoptée vis-à-vis du système écologique, soit anthropocentrée, soit écocentrée ;
- L'orientation donnée à ce cadre, c'est-à-dire à visée analytique ou opérationnelle (Binder *et al.*, 2013).

Cette comparaison amène les auteurs à regrouper les modèles en quatre catégories. La première regroupe ceux **écocentrés** qui conceptualisent, selon une approche analytique, la manière dont les activités humaines affectent le système écologique, sans prendre en compte les rétroactions directes du système écologique sur le système social. La deuxième catégorie regroupe les modèles **intégratifs**. Ces modèles considèrent, selon une approche plutôt analytique, les interactions entre les deux systèmes, en incluant différents types de rétroactions. Viennent ensuite les modèles **politiques**. Ces derniers s'intéressent aux impacts des actions humaines sur le système écologique et appréhendent les dynamiques au sein du système social suivant les influences de l'échelle macro-régionale sur l'échelle locale. Ils sont appropriés pour la construction et le développement de politiques publiques environnementales cherchant à réduire l'impact des activités humaines sur le système écologique. Enfin, la dernière catégorie comprend les modèles de **vulnérabilités**. Ils conceptualisent la manière dont le système écologique va affecter le système social par l'apparition de « hasards environnementaux » ou bien la variation dans les stocks des ressources naturelles. Ils sont généralement appliqués à des problématiques dans lesquelles les sociétés humaines sont exposées à des changements environnementaux qui les rendent vulnérables (Binder *et al.*, 2013 ; Baulaz, 2020). Dans ce cas, le système écologique est envisagé comme des ressources fournissant des services rendus par la nature ou services écosystémiques, notions amplement développées depuis le Millenium Ecosystem Assesment (MEA, 2005 ; Bastian *et al.*, 2012 ; Harrison *et al.*, 2014).

## 1.2. Les caractéristiques d'un SSE BAT

Cette comparaison de différents modèles de SSE m'a permis d'identifier les caractéristiques les plus pertinentes pour étudier le SSE BAT et posant comme premier objectif d'en identifier les différentes composantes, leurs paramètres et leurs interrelations, afin de construire un modèle permettant de rendre compte de l'organisation de ces socio-écosystèmes. Ainsi, au regard des dimensions spatiales des unités fonctionnelles étudiées (chapitre 5.1) pour lesquelles il serait intéressant d'identifier les acteurs et les pratiques mises en place, il est possible d'établir que le cadre le plus adapté à l'analyse d'un SSE BAT doit envisager le système social à une échelle locale, c'est-à-dire celle de groupes constitués de plusieurs individus concernés par des enjeux environnementaux sur des éléments spatiaux de quelques m<sup>2</sup> à quelques dizaines de km<sup>2</sup> (voir Scholz, 2011, p. 418-422). Ceci doit être fait tout en prenant en compte l'influence des échelons supérieurs (*society level*) sur les dynamiques de ce système (politiques environnementales établies à l'échelle nationale voire européenne,

recommandations des documents cadres développés à l'échelle régionale, etc.). De plus, ce cadre d'analyse doit conceptualiser le système écologique et ses dynamiques à travers une vision écocentrée, c'est-à-dire indépendamment de son utilité pour l'homme, par opposition à une vision anthropocentrée, axée principalement sur les services écosystémiques (Daily, 1997 ; Bastian *et al.*, 2012 ; Harrison *et al.*, 2014) et la notion de « ressources » (Binder *et al.*, 2013). En effet, les amphibiens colonisant les bassins autoroutiers ne peuvent être considérés comme une ressource ; la pêche à la grenouille étant peu pratiquée dans la région, à la différence de ce qui se pratique plus au sud en Bourgogne ou dans la vallée de la Saône, et ne peut de toute façon pas être envisagée dans le cas qui nous occupe, au vu de l'inaccessibilité des bassins autoroutiers au public.

Un cadre adapté à l'analyse d'un SSE BAT doit également permettre de caractériser les systèmes sociaux humains et les systèmes écologiques avec la même profondeur et d'appréhender les interactions entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques dans une approche bidirectionnelle (Binder *et al.*, 2013). Ainsi, le cadre doit permettre d'analyser la manière dont le système écologique influence le système social ( $E \rightarrow S$ ), par exemple sous la forme de « *processus d'apprentissage dans le système social en réponse aux changements du système écologique* » (Binder *et al.*, 2013). On peut ici se référer au caractère « spontané » du phénomène de colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens. Cependant, ce cadre doit également permettre d'analyser la manière dont les activités humaines agissent sur le système écologique ( $S \rightarrow E$ ). On peut ici se référer aux résultats du chapitre 3 avec l'impact des pratiques de gestion des bassins (curage, entretien de la végétation, etc.) mises en place par les gestionnaires autoroutiers.

### **1.3. Le SES Framework d'Ostrom : un modèle pour construire le SSE BAT**

À l'aide d'un tableau (disponible en **annexe 9**) résumant les avantages, inconvénients et particularités de chacun des dix cadres étudiés par Binder *et al.* (2013), j'ai tenté d'identifier les deux modèles les plus adaptés à la caractérisation du SSE BAT :

- Le Management and Transition Framework (MTF ; Pahl-Wostl, 2009, Pahl-Wostl et Kranz, 2010, Pahl-Wostl *et al.*, 2010)
- Le SES framework (SESF ; Ostrom, 2007 et 2009 ; McGinnis and Ostrom, 2014).

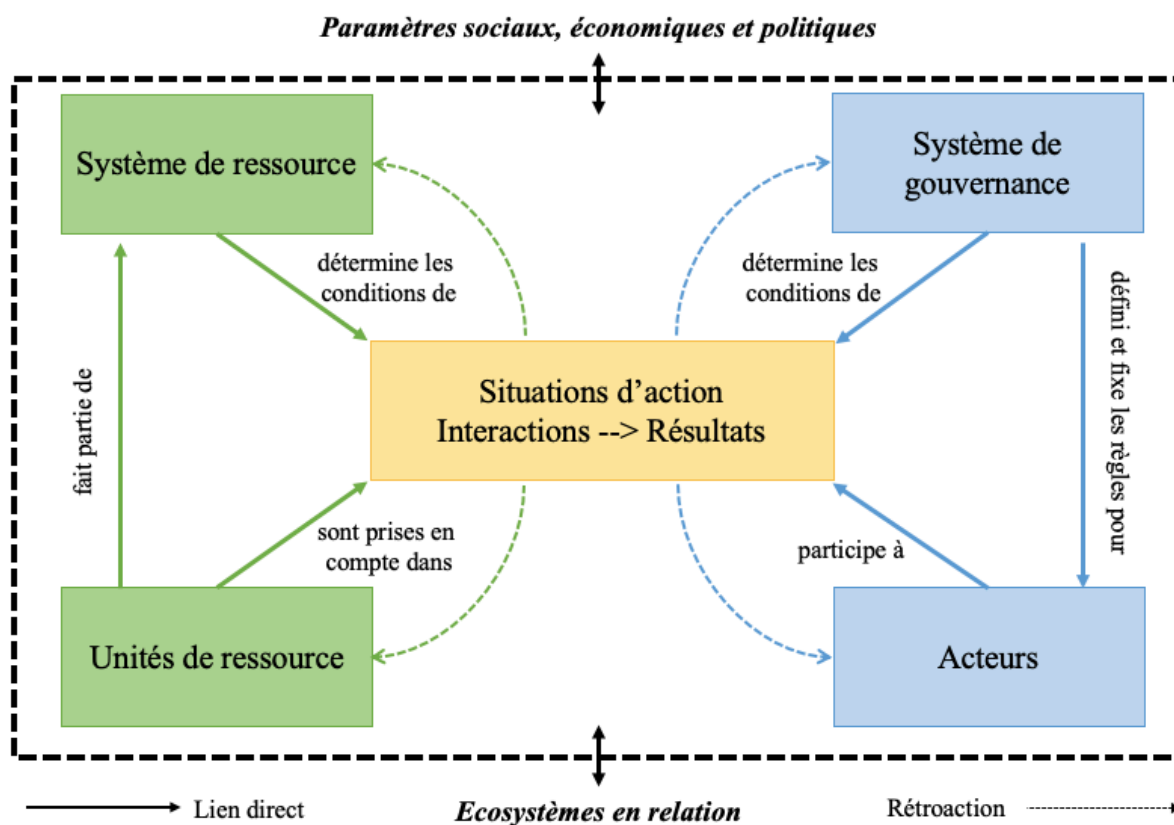


Ces deux modèles s'inscrivent dans la logique intégrative présentée ci-dessus. Ils conceptualisent le système social à la fois à l'échelle micro et macro, et permettent d'identifier les interactions et les boucles de rétroaction entre ces deux niveaux. De plus, les deux cadres abordent de manière conjointe la réciprocité entre les systèmes sociaux et écologiques ( $S \leftrightarrow E$ ). Cependant, les deux cadres présentent une vision anthropocentrée des interactions des relations entre les systèmes sociaux et les systèmes écologiques, le premier (MTF) étant centré sur les risques et les services environnementaux, le deuxième (SESF) sur la gestion des ressources naturelles. Néanmoins, il semble que le cadre proposé par McGinnis et Ostrom (SESF) soit le plus adapté à l'analyse du SSE BAT. En effet, il est le seul cadre parmi les dix étudiés traitant les systèmes sociaux et écologiques de manière équilibrée et permettant la sélection des variables les plus pertinentes pour le cas étudié. Cette flexibilité dans la structuration des données sera l'occasion d'intégrer certains paramètres qui apparaissaient comme pertinents dans les autres cadres proposés, comme la possibilité de prendre en compte la perception de l'état du système écologique par le système social ou l'adoption d'une approche écocentrée du système écologique.

Ainsi, comme illustré en **figure 56**, le cadre d'analyse proposé par McGinnis et Ostrom (2014) est fondé sur huit sous-systèmes dits de premier niveau définissant les interactions entre quatre sous-système interconnectés – les unités de ressources, le système de ressources, le système de gouvernance et les acteurs – pour produire des résultats et interagir avec les paramètres sociaux, économiques et politiques et les écosystèmes associés (Delgado-Serrano et Ramos, 2015). De plus, une cinquantaine de variables de deuxième niveau sont proposées pour caractériser les différents sous-systèmes, bien que les auteurs précisent que la définition de ces variables dépende des particularités du socio-écosystème étudié (Ostrom, 2009 ; Delgado-Serrano et Ramos, 2015).

Nous verrons dans le chapitre 9 que dans le cas d'un SSE BAT, l'application de ce cadre d'analyse nécessitera une sélection des variables pertinentes afin de garantir sa réutilisation dans des contextes similaires et d'aboutir à des recommandations précises et en adéquation avec les enjeux liés à la gestion des unités fonctionnelles d'amphibiens colonisant les bassins autoroutiers, quel que soit le réseau autoroutier, le contexte territorial adjacent ou l'entreprise gestionnaire concernée.

Figure 56 : Les sous-systèmes du cadre SESF de McGinnis et Ostrom



*Clevenot, 2020 ; d'après McGinnis et Ostrom, 2014*

## 2. Un modèle de SSE BAT pour deux terrains d'étude

Avant de définir les différentes composantes du SSE BAT, leurs dynamiques et les modalités de leurs interactions, il s'agit d'établir à partir de quel cas d'étude le modèle est construit. Deux situations ont été retenues, dans lesquelles le phénomène de colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens a amené ou pourrait amener les acteurs concernés à s'interroger sur leurs pratiques de gestion, que ce soit les gestionnaires autoroutiers sur leurs pratiques d'entretien des bassins, ou les acteurs en charge de la gestion des espèces et des milieux naturels sur les territoires adjacents. Les deux cas d'étude présentés ci-après ont été choisis dans l'optique de comparer deux situations *a priori* similaires d'un point de vue contextuel mais au sein desquelles le processus d'adaptation des pratiques de gestion des unités fonctionnelles au regard de l'enjeu amphibien n'a pas atteint le même stade de développement. Ces deux cas d'étude correspondent à deux portions d'infrastructures situées l'une, dans le département de l'Allier et l'autre, dans le Loiret.

## 2.1. Autoroute A77 : le constat d'une colonisation spontanée

Le premier cas d'étude est celui de l'autoroute A77, infrastructure gérée par la société APRR et située dans le département du Loiret (45). Un des objectifs de cette thèse étant d'évaluer les fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers de l'autoroute A77, ce terrain s'est aisément présenté comme le plus propice à une analyse des processus sociaux pouvant aboutir à une adaptation des pratiques de gestion au sein des unités fonctionnelles décrites puisqu'il représentait une « page blanche » sur ces questions. En outre, dans le contexte du financement de ma thèse par la chaire BEGI (Biodiversité Environnement et Grandes Infrastructures), et le partenariat scientifique avec le Groupe Eiffage, un autre objectif était pour sa filiale APRR, gestionnaire d'un ensemble d'infrastructures autoroutières, d'améliorer la gestion écologique, au sens large, des emprises des infrastructures.

Comme évoqué en début de cette thèse, cette recherche représente à la fois une contribution scientifique et une contribution opérationnelle. En effet, au sein du district loirétain en charge de la gestion de l'A77, la présence d'amphibiens avait été constatée depuis plusieurs années dans les bassins autoroutiers sans qu'aucun inventaire ne soit effectué et sans qu'aucun partenariat ne soit constitué pour l'évaluation des fonctionnalités écologiques de ces bassins et l'adaptation des pratiques de gestion au regard des enjeux écologiques qui se présentaient. Cette colonisation spontanée des bassins autoroutiers par les amphibiens n'avait alors entraîné qu'un certain désarroi de la part des techniciens au moment de curer les bassins concernés et le report dudit curage sur le conseil de la direction Environnement de l'entreprise APRR. Dans un même temps, il était intéressant de constater qu'aucune association environnementale locale n'avait estimé nécessaire de prospecter les bassins autoroutiers de l'A77, notamment dans le cadre de l'élaboration de l'Atlas départemental ou régional des Amphibiens. L'étonnement fut d'autant plus grand, pour les parties prenantes intéressées par cette thèse, quand les résultats des échantillonnages effectués (cf. chapitres 1, 2, 3) ont montré que certains bassins présentaient jusqu'à 10 espèces différentes détectées.

Ce terrain présentait donc une opportunité pour comprendre pourquoi ces milieux, pourtant colonisés parfois massivement par les amphibiens, n'avaient soulevé aucune interrogation approfondie, que ce soit de la part des gestionnaires autoroutiers et de la part des acteurs des territoires traversés par l'A77, associations naturalistes mais également élus locaux ou acteurs

institutionnels environnementaux. De plus, le cas de l'A77 présentait l'intérêt de voir le système écologique déjà bien étudié (voir parties 1 et 2 de cette thèse).

Cependant, l'autoroute A77 ne pouvait constituer le seul terrain d'étude pour l'analyse des processus d'élaboration de partenariat sur cette question. Il était nécessaire de la comparer à une situation plus avancée dans le processus d'appréhension de l'enjeu amphibiens dans les bassins autoroutiers afin d'identifier les leviers et les freins à la constitution d'un partenariat en faveur d'une gestion adaptative des unités fonctionnelles intégrant les bassins autoroutiers colonisés par les amphibiens. Le choix d'un second terrain d'étude s'est porté sur le cas des autoroutes A71 et A714.

## **2.2. Autoroutes A71-A714 : un système d'intendance pour la gestion des bassins autoroutiers**

Le deuxième cas d'étude analysé est celui des autoroutes A71 et A714, infrastructures également gérées par la société APRR et situées dans le département de l'Allier (03). Comme dans le cas de l'autoroute A77, les techniciens APRR en charge de la gestion des autoroutes A71 et A714 ont constaté la colonisation spontanée de leurs bassins autoroutiers par les amphibiens. Cependant, à l'inverse de l'A77, les interrogations quant à une adaptation des pratiques de gestion au regard de l'enjeu amphibiens ont entraîné la constitution d'un partenariat entre le district APRR de l'Allier et une association environnementale locale, le Centre Permanent d'Initiative pour l'Environnement (CPIE) Clermont-Dôme.

Ainsi, en 2014, la société Autoroute Paris Rhin Rhône et le CPIE Clermont-Dôme ont signé une convention partenariale pour un « *diagnostic écologique de bassins et d'ouvrages autoroutiers assorti de propositions de gestion* ». Cette convention avait pour objectif « *d'approfondir les connaissances sur le fonctionnement écologique des bassins de récupération des eaux autoroutières et des Ouvrages de Traversées Hydrauliques (OTH) pour mieux appréhender les enjeux de "biodiversité" lors de la gestion et de l'entretien* »<sup>9</sup>. D'une durée d'un an, cette convention a, par la suite, été renouvelée pour une durée de trois ans. Un interlocuteur a été nommé au sein de chaque entité avec pour mission de coordonner le partenariat et d'en référer à sa structure.

---

<sup>9</sup> Les informations énoncées ici sont tirées du document de convention signé entre les deux parties qui m'a été fourni par la société APRR. Le document n'est pas présenté en annexe pour des questions de confidentialité.

Ainsi, dans la perspective de construire un modèle de SSE BAT, nous débuterons par l'identification des composantes du système écologique et leurs potentielles interactions. Cette prospection est fondée sur l'analyse menée sur l'autoroute A77 dans les deux premières parties de cette thèse sur la place et les rôles des bassins autoroutiers dans les unités fonctionnelles favorables aux amphibiens. Ce modèle sera ensuite appliqué au cas bourbonnais afin d'en identifier les limites. Il s'agira ensuite d'identifier les composantes du système, ainsi que les interactions potentielles entre les deux systèmes. Pour ce faire, sachant qu'aucun système d'intendance n'a été constitué autour de la gestion des bassins de l'A77, je me référerai tout d'abord au partenariat établi entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme. L'objectif est ici d'identifier les types d'acteurs constituant le système social de ce SSE et de comprendre comment ces acteurs appréhendent les enjeux écologiques inhérents à la colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens et envisagent la gestion des unités fonctionnelles dans lesquelles ces ouvrages s'intègrent. Il conviendra ensuite de vérifier l'applicabilité de ce cadre d'analyse au cas de l'autoroute A77 afin d'identifier les acteurs susceptibles de constituer le système social de ce SSE et d'élaborer des recommandations pour la gestion des unités fonctionnelles concernées. Cependant, identifier les conditions dans lesquelles un système d'intendance peut ou a pu se construire ne peut se faire sans questionner les acteurs sur leurs pratiques et sur les représentations qu'ils se font des milieux et des espèces avec lesquels ils interagissent.

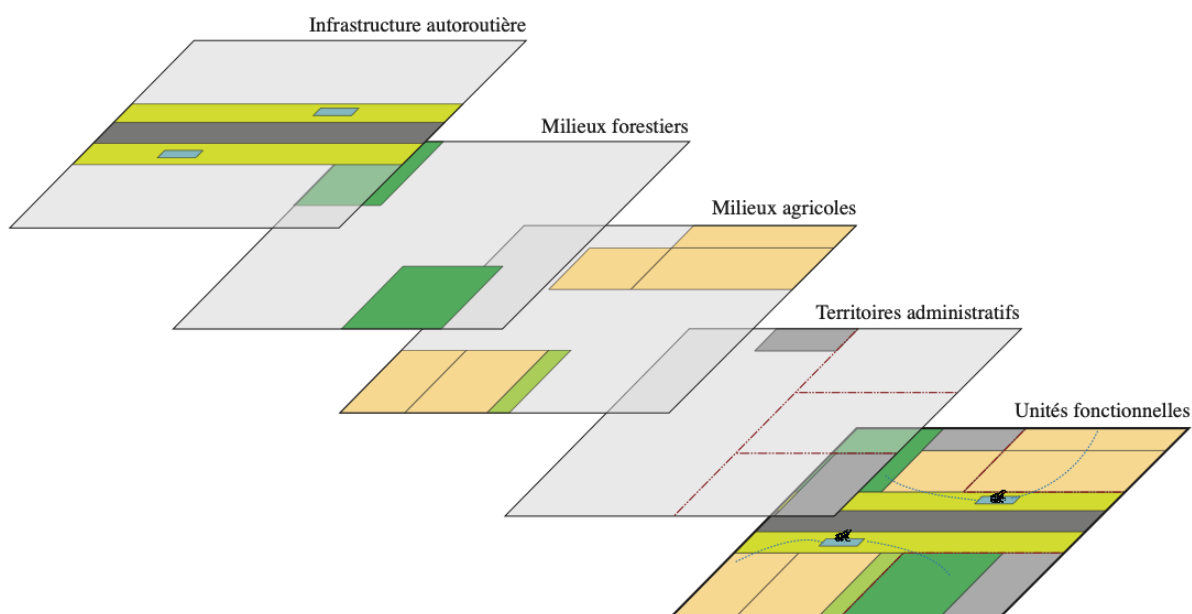
### **3. Comprendre les pratiques et représentations à dire d'acteurs**

Comme évoqué dans le chapitre 7, pour comprendre les modalités d'interaction entre le système social et le système écologique, il convient d'identifier les acteurs potentiellement concernés par le système en question et de s'intéresser à la manière dont ils se représentent leurs interactions avec le système écologique, notamment leurs pratiques de gestion, au regard des dynamiques écologiques qu'ils perçoivent. Il s'agit également de comprendre la manière dont ils appréhendent les autres acteurs potentiels du système afin d'identifier ceux en capacité de constituer un système d'intendance des unités fonctionnelles étudiées. Cette analyse est fondée sur des entretiens semi-directifs menés auprès de divers acteurs des deux terrains d'étude agissant au sein de l'infrastructure autoroutière ou sur les territoires adjacents à différentes échelles.

### 3.1. Un corpus structuré par domaine d'expertise et échelles spatiales d'intervention

Afin de constituer mon corpus d'acteurs, j'ai commencé par discrétiser les milieux ou territoires dans lesquels les unités fonctionnelles intégrant des bassins autoroutiers colonisés pouvaient s'intégrer. Au regard de la typologie de milieu élaborée dans le chapitre 5 (5.2.), j'ai identifié quatre grandes catégories d'espaces : l'infrastructure autoroutière, les milieux forestiers (comprenant les mares forestières), les milieux agricoles et prairiaux ainsi que les territoires administratifs (comprenant les milieux urbains lorsqu'il s'agit de territoires communaux) (**figure 57**).

Figure 57 : Un millefeuille de milieux et territoires dans lesquels s'intègrent les unités fonctionnelles



Clevenot, 2020

Cette typologie m'a permis d'identifier plusieurs catégories d'acteurs agissant sur ces espaces ou territoires et dont l'activité pouvait intégrer une gestion des amphibiens ou de leurs habitats, que cela concerne l'acquisition de connaissances sur ces taxons, des actions directes de conservation ou de modification de leurs habitats terrestres ou aquatiques (incluant les bassins d'eaux pluviales), ou encore l'application de la réglementation environnementale (élaboration de la TVB, Loi sur l'Eau etc.).

Chaque catégorie d'acteurs comprend également une ou plusieurs échelles d'action possibles, de l'échelle locale à l'échelle régionale (**tableau 28**). En effet, jusqu'à l'échelle régionale, des acteurs peuvent agir directement sur les socio-écosystèmes.

Tableau 28 : Échelle d'action et territoires concernés par chaque catégorie d'acteurs

Catégorie d'acteurs	Échelle d'action	Type d'espace
Gestionnaires autoroutiers	Locale Départementale Régionale	Infrastructures autoroutières (accotements, bassins)
Acteurs associatifs	Locale Départementale Régionale	Espaces forestiers principalement
Élus locaux	Locale	Territoires communaux Espaces forestiers
Acteurs institutionnels	Départementale Régionale	Territoires départementaux et régionaux
Exploitants	Locale	Espaces agricoles ou forestiers

Clevenot, 2020

Ainsi, au sein des différents groupes, des acteurs agissant à des échelles variées ont été contactés afin d'identifier les domaines d'expertise associés à un périmètre de gestion et de comprendre les interactions entre les différentes échelles au sein d'un même groupe d'acteurs mais également pour identifier les échelles auxquelles se font les interactions entre les différents groupes d'acteurs.

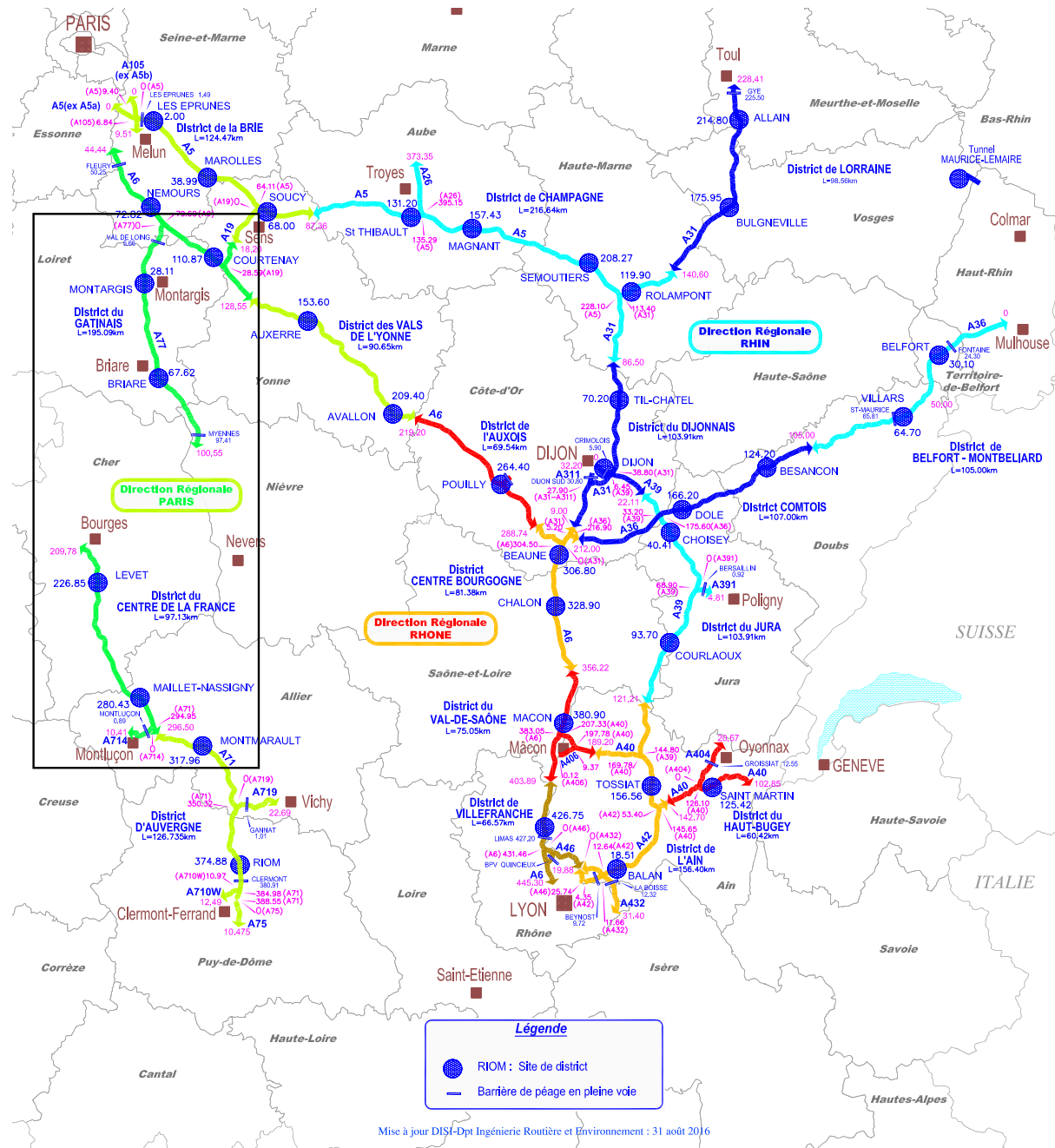
### Les gestionnaires autoroutiers

Le premier groupe d'acteurs comprend l'ensemble des corps de métiers ayant en charge la gestion des bassins autoroutiers et/ou la gestion de la biodiversité sur l'A77 au sein de l'entreprise autoroutière APRR. L'entreprise est hiérarchisée par échelons de gestion, du site à la région, en passant par le district. Ainsi, on constate en **figure 58** que l'autoroute A77 est gérée par le district du Gâtinais, qui comprend les sites de Briare et Montargis et qui s'intègre dans la direction régionale Paris.

Le site de Briare fut mon point d'ancrage pendant toute la durée de mon terrain. Sur ce site, correspondant à l'échelle locale, deux agents ont été rencontrés : un surveillant de travaux et un agent de viabilité et de sécurité. Le surveillant de travaux a pour mission de visiter les ouvrages d'art de l'infrastructure autoroutière (ponts, bassins, chaussées) pour en contrôler le

bon état et le bon fonctionnement et de gérer les travaux en cours (gestion des plannings, mise en place de balisages de sécurité et contrôle de la sécurité sur les chantiers). L'agent de viabilité et de sécurité intervient sur le réseau pour s'assurer de la sécurité des usagers et de la protection du personnel intervenant sur les zones de travaux et participe à la viabilité et à l'entretien du domaine public autoroutier concédé.

Figure 58 : Organisation en districts du réseau APRR



Source : APRR (non publié)



À l'échelle départementale, au sein du district du Gâtinais, j'ai rencontré un responsable des activités, de la viabilité et de la sécurité ainsi qu'un responsable des travaux et de la planification. Le premier encadre les équipes d'agents, leur fournit tous les matériels nécessaires et veille à la prévention des risques pour les usagers et les agents de terrain. Le deuxième a la responsabilité de l'entretien du patrimoine autoroutier et de la planification des interventions d'entreprises extérieures sur les chantiers. Avec le surveillant de travaux, il participe notamment aux visites de contrôle des bassins autoroutiers afin d'en vérifier, comme pour l'ensemble des ouvrages d'art, le bon état et le bon fonctionnement. Ces visites sont suivies de la rédaction d'une fiche de synthèse et de la notation du degré d'urgence des éventuels travaux à effectuer (du plus urgent noté U1 au moins urgent noté U3). Cet indice d'urgence sert de référence à la planification des travaux et à l'établissement du budget nécessaire.

Dans l'Allier, au sein du district « Centre de la France », j'ai pu interroger un technicien environnement dont la mission au sein de la société autoroutière comprend, entre autres, la surveillance et l'entretien du patrimoine environnemental autoroutier ainsi que la mise en place de la norme ISO 14001<sup>10</sup>. Il est par ailleurs le référent interne dans le cadre du partenariat mis en place par APRR avec le CPIE Clermont-Dôme pour l'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers de l'A71 et de l'A714.

Enfin, les districts du Gâtinais et du Centre de la France s'intègrent dans une zone d'envergure régionale pilotée par la Direction Régionale Paris et appelée « Zone Nord » qui inclut l'ensemble des tronçons autoroutiers gérés par APRR dans les départements du Loiret, de l'Essonne, de Seine-et-Marne, et de l'Yonne, du Cher, de l'Allier et du Puy de Dôme. Au sein de cette direction régionale, basée à Nemours, j'ai pu interroger une responsable Environnement dont la mission est de faire le lien entre les services d'exploitations (*i.e.* les districts) et la définition des besoins au niveau de l'entreprise. Cela se traduit par la définition des moyens à développer pour répondre aux besoins de l'exploitation dans un cadre réglementaire et en fonction des politiques du groupe. Le service Environnement a également la responsabilité de la gestion des déchets provenant des chantiers, des aires de repos ou des

---

<sup>10</sup> La norme iso14001 fait partie des normes qui concernent le management environnemental. Elle repose sur le principe d'amélioration continue de la performance environnementale par la maîtrise des impacts liés à l'activité de l'entreprise. ([Http://www.iso14001.fr](http://www.iso14001.fr))

ateliers de site, ainsi que la gestion des eaux-usées telles que l'assainissement non-collectif sur les aires de repos.

Ainsi, on comprend qu'au sein de la société APRR, la gestion des bassins autoroutiers et celle de la biodiversité sont prises en charge de manière hiérarchisée, en ce sens qu'il appartient aux agents de terrain, à l'échelle locale, de constater la présence d'amphibiens dans les bassins et de faire remonter l'information à leurs responsables de districts (niveau départemental) et de directions régionales.

### Élus et acteurs institutionnels

On retrouve cette hiérarchisation spatiale des compétences au sein de l'administration publique, hiérarchisation qui s'est accentuée avec les lois de décentralisation et de redéfinition des compétences attribuées à chaque collectivité territoriale. Ainsi, la Loi portant sur la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (NOTRe) promulguée le 7 août 2015 attribue à l'échelon régional la mission de présenter un Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires (SRADDET) qui fixe, entre autres, les objectifs de maîtrise et de valorisation de l'énergie, de lutte contre le changement climatique, de lutte contre la pollution de l'air et de biodiversité, et intègre le schéma régional de cohérence écologique (SRCE). Ces objectifs s'imposent aux documents d'urbanisme des communes et des intercommunalités. De plus, les régions volontaires pourront se voir attribuer tout ou partie des missions d'animation et concertation dans le domaine de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques (Région de France, 2016).

Concernant les départements, la Loi NOTRe a grandement réduit leurs compétences en matière d'environnement. Ces derniers disposent cependant d'une compétence obligatoire de gestion des Espaces Naturels Sensibles (ENS) au titre du chapitre II du titre IV du livre 1 du code de l'urbanisme ainsi que de possibilités d'interventions volontaires par l'attribution de subventions de fonctionnement dans le domaine de l'environnement.

Enfin, avec la Loi NOTRe, les communes se voient attribuer une nouvelle compétence en matière de gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations (Gemapi) à compter

du 1er janvier 2018<sup>11</sup>. Cette compétence englobe quatre missions : l'aménagement d'un bassin ou d'une fraction de bassin hydrographique, l'entretien et l'aménagement d'un cours d'eau, canal, lac ou plan d'eau et de son accès, la défense contre les inondations et la protection et la restauration des sites, des écosystèmes aquatiques et des zones humides ainsi que des formations boisées riveraines (FRANE, 2015).

Au regard de ces compétences spatialement hiérarchisées, il était nécessaire d'interroger l'ensemble des échelles afin d'identifier, dans le Loiret, les acteurs et institutions publiques les plus compétents en matière de gestion et de préservations des amphibiens et de leurs habitats, et en capacité d'intégrer les bassins autoroutiers colonisés dans leurs plans de gestion, en partenariat avec la société autoroutière.

Par conséquent, j'ai interrogé cinq élus de communes du Loiret traversées par l'autoroute A77. Les noms des communes ne seront pas cités afin de respecter l'anonymat des personnes. Ce groupe d'acteurs est représenté par deux femmes et trois hommes, âgés de 50 à 70 ans, tous sans étiquette politique et présents dans leur commune respective depuis 25 ans ou plus. Sur les cinq communes, deux présentent les caractéristiques de communes périurbaines, les trois autres de communes rurales. Toutes comprennent entre 1500 et 3000 habitants.

J'ai également pu poser mes questions à cinq agents des services publics en charge de la biodiversité ou de l'agriculture. Les deux premiers sont employés par la Chambre d'Agriculture du Loiret, l'un étant référent en produits phytosanitaires et formateur en agriculture de conservation dans le Gâtinais, l'autre un chargé de mission Eau et Irrigation. Le troisième agent interrogé est chargé de mission Biodiversité à la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) en région Centre Val-de-Loire. Enfin, j'ai pu questionner un chargé de mission Patrimoine naturel au conseil départemental du Loiret ainsi qu'un responsable de la politique biodiversité au conseil régional Centre Val-de-Loire. Aucun représentant d'une institution publique n'a été interrogé dans l'Allier, les acteurs concernés par l'étude étant déterminés par le partenariat déjà mis en place entre la société APRR et la structure associative du CPIE Clermont-Dôme.

---

<sup>11</sup> La compétence GEMAPI est attribuée aux communes par le I bis de l'article L. 211-7 du Code de l'environnement suivant la loi de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles (MAPTAM) du 27 janvier 2014. Initialement prévue au 1<sup>er</sup> janvier 2016, son entrée en vigueur a été reportée par la loi du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République (NOTRe) au 1er janvier 2018.

Les acteurs associatifs

Selon l'article L141-1 du Code de l'Environnement, les associations de protection de l'environnement peuvent être définies telles que : « *des associations régulièrement déclarées et exerçant leurs activités statutaires dans le domaine de la protection de la nature et de la gestion de la faune sauvage, de l'amélioration du cadre de vie, de la protection de l'eau, de l'air, des sols, des sites et paysages, de l'urbanisme, ou ayant pour objet la lutte contre les pollutions et les nuisances et, d'une manière générale, œuvrant principalement pour la protection de l'environnement* ». Ces associations exercent différentes formes d'actions, reconnues par les pouvoirs publics et sont subventionnées. Essentiellement relais d'information pour les citoyens en matière de politiques environnementales, ces associations proposent pour beaucoup diverses actions en faveur de l'éducation à l'environnement. Elles peuvent également se constituer en expert pour la préparation de réformes environnementales, l'élaboration d'étude d'impacts et jouer un rôle de contre-expertise en saisissant certaines instances juridiques telles que le Conseil d'État, la Commission nationale de débat public ou encore l'Agence française de sécurité sanitaire environnementale (Prieur, 2003). Ces associations peuvent aussi jouer un rôle de gestionnaire d'espaces naturels protégés, tels que les réserves naturelles ou les espaces naturels sensibles<sup>12</sup> et se constituer en acteurs juridiques « *en agissant soit au contentieux soit en tant qu'organe de consultation de l'Administration publique* » (Huber, 2005).

Les associations de protection de l'environnement peuvent donc avoir un rôle important dans la gestion et la préservation des amphibiens et de leurs habitats – dont peuvent faire partie les bassins autoroutiers – tant en matière de connaissance sur les populations et les habitats répertoriés sur le territoire, et notamment à proximité de l'infrastructure autoroutière, que dans la prise en compte des bassins autoroutiers comme sites de refuges voire de reproduction pour les amphibiens.

J'ai par conséquent rencontré les membres de trois associations en charge de la préservation de l'environnement dans le département du Loiret et en région Centre Val-de-Loire. La première est la Société Herpétologique de France, représentée par un ancien coordinateur régional, et

---

<sup>12</sup> Au titre de l'article 2 de la loi du 16 juillet 1976 relative à la protection de la nature et de l'article L142-10 du Code de l'urbanisme.

dont les missions principales sont l'acquisition de connaissances sur les amphibiens et reptiles de France, leur écologie et leurs habitats, la transmission de ces connaissances au public dans un objectif de préservation de ces espèces ainsi que la coordination entre les herpétologistes de langue française. J'ai également rencontré le président de l'association Loiret Nature Environnement, affiliée à l'association France Nature Environnement dont l'objectif est l'étude, la sensibilisation et la protection de la nature et de l'environnement. Enfin, j'ai rencontré un ingénieur écologue du Conservatoire d'Espaces Nature Centre Val-de-Loire. Les 29 Conservatoires d'espaces naturels du réseau éponyme ont tous pour objectif la sauvegarde des milieux naturels les plus remarquables pour leur faune, leur flore, leur qualité paysagère ou géologique, axée sur l'acquisition de connaissances, la préservation de ces espaces par la maîtrise foncière et la maîtrise d'usage, leur gestion ainsi que leur valorisation auprès du public.

Dans l'Allier, j'ai rencontré le chargé de mission Environnement du Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement (CPIE) Clermont-Dôme actuellement en charge du partenariat mis en place entre le CPIE et la société APRR pour le suivi des bassins autoroutiers de l'A71 et l'A714. Rassemblés en 12 unions régionales et en une union nationale, les 79 CPIE existants ont pour missions d'éduquer et de sensibiliser à la nature, à l'environnement et au développement durable. Elles accompagnent également la réalisation des projets développement durable d'acteurs publics ou privés.

### Les exploitants

Malgré de nombreuses tentatives de prise de contact (appel, mail, questionnaire en ligne anonymisé) auprès de la chambre d'agriculture du Loiret, de coopératives agricoles, d'associations d'agriculteurs ou de forestiers ou encore de particuliers, je n'ai pu interroger aucun acteur exploitant dans le Loiret. Selon les agents de la chambre d'agriculture, cette absence de réponse des exploitants peut être liée à leurs réticences à aborder les questions environnementales, de peur de se voir imposer de nouvelles mesures contraignantes. Comme pour les acteurs institutionnels, aucun exploitant n'a été interrogé dans l'Allier, les acteurs concernés par l'étude étant déterminés par le partenariat déjà mis en place entre la société APRR et la structure associative du CPIE Clermont-Dôme.

### 3.2. Construction de la grille d'entretien

L'enquête a été menée à l'aide d'entretiens semi-directifs (Chevalier et Meyer, 2018) afin de guider les interrogés sur des thèmes prédéfinis, tout en laissant les questions ouvertes au développement. Les questions posées à chaque groupe d'acteurs sont disponibles en **annexe 10**. Au cours de certains entretiens, des questions supplémentaires, non-renseignées en annexe, ont été posées afin de clarifier certaines réponses (exemple : « Qu'est-ce que l'assistance à maîtrise d'ouvrage ? »).

Concernant les acteurs locaux (élus, associations, acteurs institutionnels), la grille d'entretien a été construite de manière à cerner les enjeux du territoire loirétain, et en particulier les enjeux de biodiversité, et à identifier la place donnée aux amphibiens et à l'autoroute par ces acteurs au sein de ces enjeux. Si cette question a été rédigée au présent pour inciter les acteurs à aborder les problématiques actuelles liées à l'infrastructure, la question a néanmoins été laissée volontairement ouverte afin que ces derniers se sentent libres d'évoquer les inquiétudes et attentes soulevées au cours des débats qui ont précédé son implantation. Ainsi, les discours ont permis de discerner, outre les représentations actuelles, l'évolution même de ces représentations depuis la mise en fonctionnement. La grille a également permis d'évaluer le degré de connaissance qu'ont les différents acteurs locaux de la fonction première d'un bassin autoroutier ainsi que d'estimer leur perception de ces bassins en tant que potentiel site de biodiversité. Pour ces questions (voir Grille d'entretien – acteurs locaux – en **annexe 3**), il a été précisé aux acteurs le terme de « fonctions techniques » pour la question 1.2 afin de bien les distinguer des potentielles « fonctions écologiques », abordées en question 1.3. Enfin, la grille a été bâtie de manière à cerner, avec les acteurs, les éléments pouvant freiner ou, à l'inverse, faciliter la mise en place d'actions concertées avec les gestionnaires d'infrastructure pour la gestion et la préservation des amphibiens se développant dans les bassins autoroutiers.

Pour les agents de l'entreprise APRR, la grille d'entretien a été construite dans le but de comprendre les différentes fonctions d'un bassin autoroutier, les éléments pouvant entraîner des dysfonctionnements ainsi que les pratiques de gestion mises en place pour les corriger. Ces questions ont pour objectif d'estimer la prise en compte actuelle de la biodiversité dans les modes de gestion des bassins autoroutiers et d'évaluer les possibilités d'adéquation entre ces pratiques de gestion opérationnelles et des pratiques de gestion adaptées à la préservation des amphibiens se développant dans les bassins. Cette grille a également pour but d'examiner les

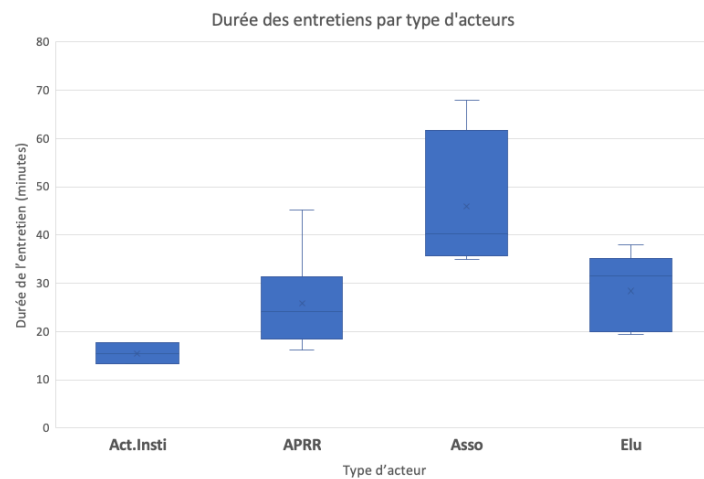
interactions entre gestionnaires autoroutiers et acteurs locaux ainsi que, comme dans la grille à l'intention des acteurs locaux, de cerner les éléments pouvant freiner ou, à l'inverse, faciliter la mise en place d'actions concertées en faveur des amphibiens.

### 3.3. Organisation et structure des rencontres

Les acteurs ont été contactés soit grâce aux liens (téléphone, mail) renseignés sur les sites internet des associations ou services auxquels ils appartiennent, soit sur recommandation d'autres acteurs interrogés. Les élus ont été interrogés lors d'un entretien en mairie. À l'inverse, les acteurs institutionnels ont tous été interrogés par téléphone du fait de la localisation de leurs locaux (Orléans) et de leur indisponibilité aux dates proposées. Le responsable de l'association Loiret Nature Environnement et l'écologue du Conservatoire d'Espaces Naturels Centre Val-de-Loire ont été enquêtés dans leurs locaux, contrairement au chargé de mission de la Société Herpétologique de France et du chargé de mission du CPIE Clermont-Dôme qui ont été interviewés par téléphone, pour les mêmes raisons que pour les acteurs institutionnels. Les agents de l'entreprise APRR ont été interrogés lors de la session d'échantillonnage des bassins menée dans le Loiret entre mars et juillet 2018, à l'exception du technicien environnement du district Centre de la France et de la responsable environnement à la direction régionale Zone Nord, qui ont été questionnés par téléphone à l'automne 2018, du fait également de la localisation de leurs locaux ou de leur indisponibilité aux dates proposées.

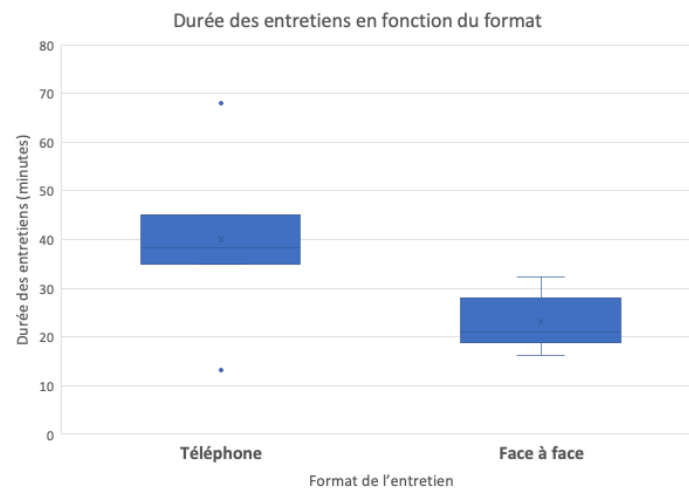
La durée des entretiens n'a pas été limitée dans le but de permettre à chaque acteur de s'exprimer autant qu'il le souhaitait sur le sujet. On notera cependant que la durée des entretiens varie en fonction du type d'acteurs interrogés (**figure 59**) : 40 minutes en moyenne pour les acteurs associatifs, contre 32 pour les élus, 35 pour les agents APRR et 15 pour les acteurs institutionnels. Cet écart peut notamment s'expliquer par le fait que plusieurs élus ont exprimé leur sentiment de ne pas être connaisseur du sujet, sur les amphibiens comme sur les bassins autoroutiers. Leurs réponses étaient souvent courtes et peu développées. La durée des entretiens varie également en fonction du support utilisé (**figure 60**), par téléphone (38 minutes en moyenne) ou en face-à-face (22 minutes en moyenne). Chaque entretien a été enregistré puis retranscrit en intégralité.

Figure 59 : Durée des entretiens en fonction du type d'acteur



Clevenot, 2020

Figure 60 : Durée des entretiens en fonction du format



Clevenot, 2020

### 3.4. Analyse des entretiens

L'objectif de ces entretiens consistait à évaluer la manière dont les gestionnaires autoroutiers et les acteurs locaux appréhendent les relations entre l'infrastructure autoroutière et les territoires qu'elle traverse, tant d'un point de vue écologique qu'humain. Il s'agissait également d'identifier les acteurs susceptibles de constituer un système d'intendance pour la gestion des unités fonctionnelles intégrant les bassins autoroutiers colonisés par les amphibiens dans le Loiret et prenant comme référence le cas d'étude bourbonnais.



La première étape fut donc d'identifier les facteurs ayant favorisé la mise en place du partenariat entre la société APRR et le CPIE Clermont-Dôme autour de l'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins de l'A71 et de l'A714 dans l'Allier. Nous verrons ainsi dans le chapitre suivant (chapitre 9) que l'initiative d'un tel partenariat est principalement liée aux modes de représentation associés à la notion de biodiversité, ainsi qu'à la manière dont les acteurs concernés envisagent le rôle joué par les infrastructures autoroutières et plus particulièrement les bassins autoroutiers, dans la conservation de la biodiversité. Les acteurs bourbonnais interrogés mettent également en évidence l'importance de partager les mêmes représentations de ces objets, évitant ainsi les écueils d'un projet aux objectifs divergents.

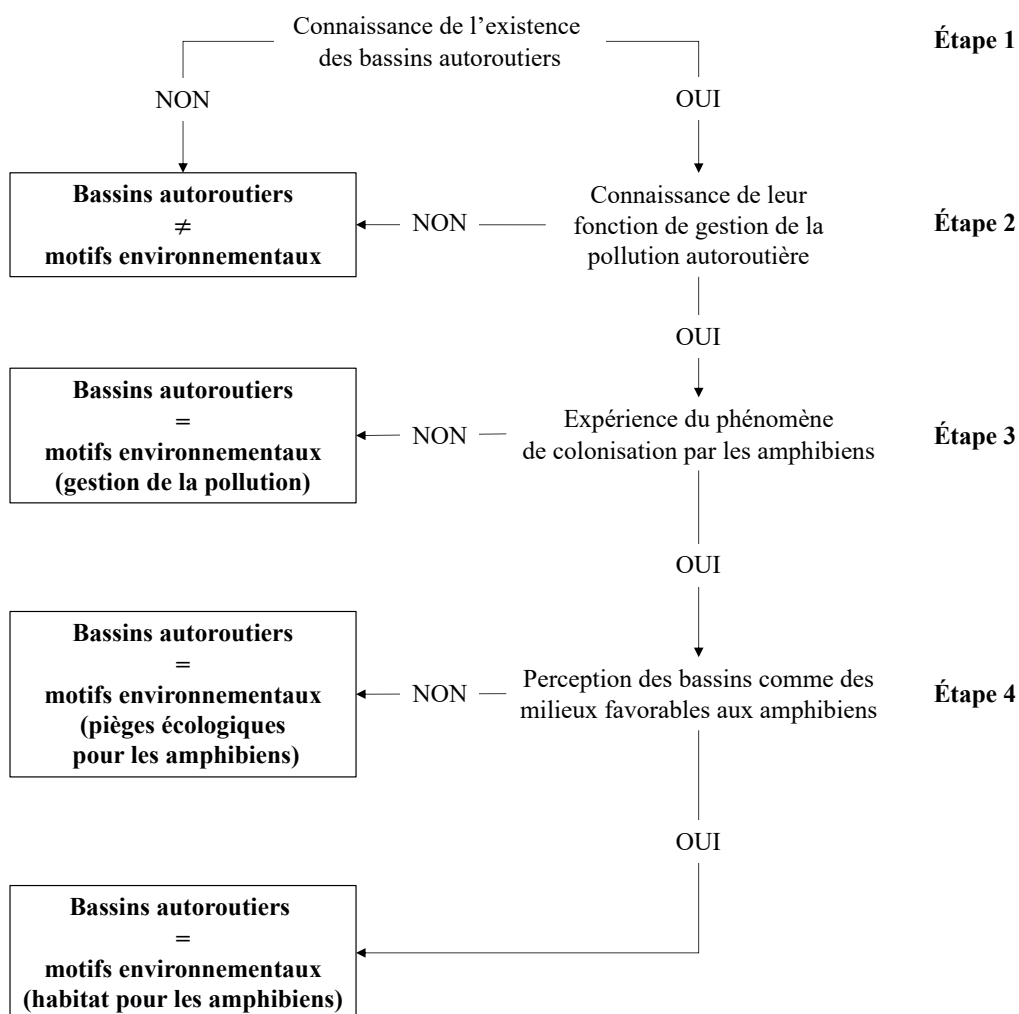
Ainsi, dans un deuxième temps, j'ai tenté d'identifier les grilles de lecture à partir desquelles les acteurs loirétains appréhendent la notion de biodiversité et les relations qu'ils pouvaient identifier entre les enjeux de biodiversité sur leur territoire et l'infrastructure autoroutière. Pour ce faire, je me suis appuyée sur l'étude menée par Maillefert et Merlin-Brogiart (2016) sur les modes de perception de la biodiversité par les acteurs et la régulation des usages de l'environnement, en m'inspirant notamment des trois modèles de représentation des relations Homme/Nature distingués par ces auteurs soit :

- Le **modèle de la domestication** dans lequel « *la nature est définie comme une source d'approvisionnement pour l'homme [...] un réservoir d'objets devenant des facteurs de production* ». Dans ce modèle, la nature « *peut devenir une contrainte en cas de raréfaction de la ressource ou d'apparition de règles juridiques en limitant l'exploitation* » (Maillefert et Merlin-Brogiart, 2016) ;
- Le **modèle de la cohabitation** dans lequel « *l'homme a un impact sur la nature et surtout sur les milieux semi-naturels [et] doit s'assurer de l'équilibre de la relation H/N* ». Ce modèle inclut ainsi une question de réciprocité de service entre les sociétés humaines et les milieux naturels (Maillefert et Merlin-Brogiart, 2016) ;
- Le **modèle de l'inclusion** dans lequel, à l'inverse du premier, « *l'homme est vu comme un prédateur de la nature* », qui doit être protégée « *pour garantir le fonctionnement du système Terre* » (Maillefert et Merlin-Brogiart, 2016).

Ainsi, à travers les discours de chaque acteur et en analysant la manière dont il caractérise l'enjeu « amphibien » sur leur territoire, j'ai pu distinguer des représentations plus ou moins anthropocentrées des relations Homme/Nature et distinguer les groupes d'acteurs partageant les mêmes représentations de ces objets (voir **chapitre 9**).

Je me suis ensuite concentrée sur les représentations de ces acteurs vis-à-vis des bassins autoroutiers, en m'interrogeant notamment sur la capacité de ces acteurs à envisager ces ouvrages comme des motifs environnementaux (voir chapitre 7, 2.1.). J'ai ainsi construit une grille d'analyse sur le même principe qu'un ouvrage d'identification botanique, permettant d'évaluer la manière dont les acteurs interrogés appréhendent les bassins autoroutiers (**figure 61**).

Figure 61 : Modalités d'appréhension des bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux



Partant de l'idée énoncée par Jodelet (2006) suivant laquelle les représentations sont influencées par l'expérience vécue par les acteurs vis-à-vis des objets concernés, j'ai considéré que les acteurs sans connaissance de l'existence des bassins autoroutiers ne pouvaient les envisager comme des motifs environnementaux, la même conclusion s'appliquant aux acteurs ayant connaissance de l'existence de ces bassins mais n'étant pas en capacité d'identifier leurs fonctions techniques (**figure 61 – étape 1 et 2**).

Parmi les acteurs ayant plus ou moins connaissance de ces bassins et de leurs fonctions, j'ai considéré, toujours en me référant à la réflexion de Jodelet (2006) que les acteurs n'ayant pas expérimenté le phénomène de colonisation des bassins par les amphibiens ou n'ayant pas connaissance de ce phénomène, ne pouvait les envisager *a priori* comme ayant un rôle à jouer (qu'il soit négatif ou positif) pour ces espèces. De fait, j'ai considéré que ces acteurs pouvaient envisager ces bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux, au titre de leur symbolique illustration des impacts des infrastructures sur les milieux adjacents (pollution) (**figure 61 – étape 3**).

Enfin, parmi les acteurs ayant fait l'expérience ou ayant connaissance de ce phénomène de colonisation, j'ai considéré comme déterminant leur appréhension du rôle de ces bassins vis-à-vis de ces espèces (**figure 61 – étape 4**). Ainsi, j'ai considéré que seuls les acteurs évoquant la possibilité que ces bassins puissent constituer des habitats propices au développement des amphibiens étaient à même d'appréhender ces ouvrages comme des motifs environnementaux illustrant les potentialités d'accueil de la biodiversité des infrastructures de transport.

Pour chaque groupe d'acteurs, les réponses de chacun ont été rassemblées par question, puis traitées par thématique. Les entretiens ont ainsi été analysés par thématique au sein de chaque groupe d'acteurs puis mis en regard avec les autres groupes, avec une distinction entre les deux régions étudiées. De plus, l'ensemble du corpus d'acteurs interrogés a été rendu anonyme dans ce manuscrit afin de garantir la libre expression de chacun. De ce fait, les dires d'acteurs illustrant l'analyse sont cités tels que : E = Élu ; A = Acteur associatif loirétain ; AI = Acteur institutionnel ; APRR = Agent APRR. ; CPIE = Agent du CPIE. Ils sont également numérotés afin de les distinguer entre eux (E1, E2...).



## Chapitre 9 : L'Allier, une première approche du SSE BAT

Ce neuvième chapitre a pour objectif de construire un cadre adapté à l'analyse d'un socio-écosystème *Bassins autoroutiers – Amphibiens – Territoires adjacents* (SSE BAT). Cette construction impose de s'interroger sur l'applicabilité du cadre d'analyse choisi pour cette étude, celui proposé par McGinnis et Ostrom (2014). Comme démontré dans le chapitre précédent, ce cadre d'analyse s'avère pertinent pour les cas d'études que sont ici les autoroutes A77 dans le Loiret et A71 et A714 dans l'Allier. Après avoir caractérisé le système écologique ainsi que les variables et les dynamiques qui le composent, à partir des données issues des deux premières parties de cette thèse, nous verrons comment le système social d'un tel SSE et les interactions entre les deux systèmes peuvent être modélisés. Pour ce faire, je prendrai appui sur des entretiens menés auprès des acteurs bourbonnais (de l'Allier) ayant constitué un partenariat pour la gestion des bassins de l'A71 et l'A714 ainsi que sur la littérature grise traitant de ce sujet dans la zone d'étude concernée.

### 1. Le système écologique et les écosystèmes associés d'un SSE BAT

Dans le cadre d'analyse des SSE proposé par McGinnis et Ostrom (2014), le système écologique est décrit à partir de deux sous-systèmes : les *Unités de ressources* (*Resource Units - RU*) (**tableau 29**), qui fournissent des données mobilisables pour la situation d'action, et les *Systèmes de ressources* (*Resource Systems - RS*) (**tableau 30**) dans lesquels sont comprises les unités de ressources.

Le système de ressources tel qu'il est envisagé par McGinnis et Ostrom (2014) peut être entendu comme un écosystème spatialement délimité, caractérisé par des dynamiques internes qui lui sont propres, en interaction avec les écosystèmes adjacents, et au sein duquel les ressources sont prélevées (Delgado-Serrano et Ramos, 2015). Les unités de ressources sont entendues comme les éléments prélevés au sein du système de ressources et utilisés par la suite par les acteurs du système social (McGinnis et Ostrom, 2014). Pour que cela soit plus explicite, on peut prendre l'exemple du cas étudié par Maranda (2017) qui applique ce cadre d'analyse des SSE à l'exploitation de la forêt d'Aigle (Canada). La forêt d'Aigle est ici entendue comme le système de ressources au sein duquel les unités de ressources (le bois) sont prélevées.

Tableau 29 : Les unités de ressources dans le système écologique du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

Sous-système	Variables	Description
Unités de ressources (RU)	Mobilité des unités de ressources (RU1)	Mobilité ou non de la ressource (par exemple, le poisson et l'eau sont mobiles, tandis que les arbres sont statiques)
	Taux de croissance ou de remplacement (RU2)	Estimations fondées sur le cycle de vie de l'unité de ressource (par exemple âge de reproduction, âge de récolte, taux de croissance)
	Interaction entre les unités de ressources (RU3)	Identification des modèles de relation entre les ressources (par exemple, concurrence, collaboration)
	Valeur des ressources (RU4)	Valeur des ressources, y compris les valeurs non reconnues par les marchés
	Nombre d'unités (RU5)	Volume total ou quantité de ressource (par exemple volume de bois, volume de production agricole, nombre de poissons)
	Caractéristiques distinctives (RU6)	Marquages naturels ou artificiels pour distinguer les catégories de la ressource
	Distribution spatiale et temporelle (RU7)	Disponibilité de la ressource dans l'espace et le temps

*Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017*

Tableau 30 : Le système de ressource dans le système écologique du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

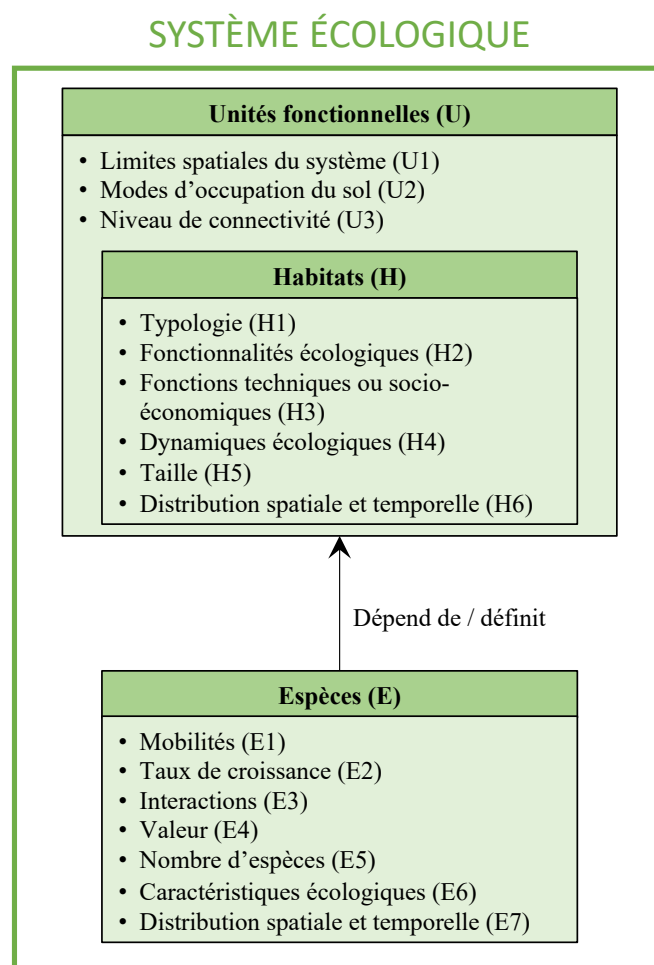
Sous-système	Variables	Description
Systèmes de ressources (RS)	Secteur (s) (RS1)	Systèmes de production biologique (par exemple eau, forêt, pâturage, poisson)
	Limites du système (RS2)	Frontières géographiques, sociales et juridiques du système
	Taille (RS3)	Taille des différents types de ressources
	Installations construites par l'homme (RS4)	Structures anthropiques facilitant la gestion des ressources (par exemple, limites, voies d'accès, installations de stockage ou de transformation)
	Productivité du système (RS5)	Estimation de la productivité du système de ressources (qualitative si nécessaire)
	Propriétés d'équilibre (RS6)	Influences (positives et négatives) sur l'équilibre du système de ressources (interaction entre espèces, ou entre systèmes biologique et anthropologique)
	Prévisibilité de la dynamique (RS7)	Capacité d'estimer l'évolution et la dynamique du système de ressources et l'impact des interventions ou des influences externes
	Caractéristiques de stockage (RS8)	Conservation des informations sur la dynamique du système
	Emplacement (RS9)	Position géographique

*Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017*

Comme exposé précédemment, les difficultés rencontrées pour appliquer le cadre conceptuel proposé par McGinnis et Ostrom (2014) à nos cas d'étude sont liées au fait qu'il est conçu pour l'étude de pratiques d'exploitation (de prélèvement) de ressources naturelles et que, dans notre cas, les amphibiens, ne peuvent être considérés comme une ressource à proprement parler. J'ai donc adapté ce cadre afin qu'il réponde à une vision plus écocentrée des interactions entre le système écologique et le système social.

Aborder un SSE BAT à partir d'une vision écocentrée implique de débiter la construction du cadre d'analyse par le système écologique et notamment par un sous-système *Espèces (E)* afin d'identifier les caractéristiques des espèces concernées par ce SSE. Ces caractéristiques nous permettront ensuite de définir le système d'*habitats (H)* et d'*unités fonctionnelles (U)* dont dépendent les espèces concernées (**figure 62**).

Figure 62 : Le système écologique proposé pour l'analyse du SSE BAT



### 1.1. Les amphibiens : un sous-système Espèces

Le sous-système *Espèces (E)* tend à caractériser l'ensemble des populations d'amphibiens colonisant les bassins autoroutiers et peut s'apparenter au sous-système *Unités de ressources (RU)* du modèle de McGinnis et Ostrom (2014). Il détaille ainsi les traits écologiques des espèces comprises dans le système écologique du SSE décrit.

Bien que la plupart des variables proposées dans le sous-système RU par McGinnis et Ostrom (2014) aient été conservées, la définition de certaines d'entre elles a été légèrement modifiée afin d'être utilisée, non plus dans une optique de gestion de ressources, mais dans l'hypothèse que ces traits écologiques puissent impacter ou être impactés par les interactions entre le système écologique et le système social. Ainsi, la première variable de ce sous-système décrit le niveau de *mobilité (E1)* des espèces considérées, c'est-à-dire leur capacité de déplacement. Dans le cas des amphibiens, on distinguera les distances maximales de migration (Semlitsch et Bodie, 2003 ; Semlitsch, 2008) et de dispersion (Smith et Green, 2005). Cette caractéristique sera prise en compte dans la caractérisation de l'unité fonctionnelle (surface) comme cela fut le cas dans le chapitre 5 (voir 5.1).

La deuxième variable permet de synthétiser les *interactions (E2)* possibles entre les espèces comprises dans le SSE étudié. Dans le cas des amphibiens, on soulignera la possibilité d'une concurrence entre espèces pour les ressources (nutrition, lieu de ponte) ou, à l'inverse, les espèces présentant une capacité de cohabitation sur un même site. Cette variable peut permettre d'expliquer la présence ou l'absence de certaines espèces lors d'actions de recensement.

Le sous-système *Espèces (E)* est également défini par une variable *Valeur (E3)* qui s'apparente à la variable RU4 du modèle de McGinnis et Ostrom (2014). Cependant, la possibilité d'un prélèvement pour consommation ayant été écartée, les amphibiens colonisant les bassins autoroutiers sont considérés ici comme n'ayant aucune valeur marchande. Ainsi, dans le modèle que je propose, la valeur des espèces comprises dans le SSE sera envisagée suivant deux catégories de valeurs concomitantes : la valeur intrinsèque et le statut de protection juridique. Selon Ribière (2013), la valeur intrinsèque (ou « d'existence) peut être attribuée « *à des entités (gènes, espèces, habitats, paysages) identifiées par les sociétés comme ayant une valeur en soi non principalement économique, marquées par la rareté, le caractère patrimonial, le non-usage, l'impossibilité de substitution, certaines de ces spécificités pouvant se traduire par une*



*reconnaissance juridique* ». Cette valeur est assujettie à des représentations individuelles et collectives de ces espèces, et plus généralement de la biodiversité qui peuvent influencer les pratiques de gestion, telles qu'elles peuvent être modélisées dans ce type de SSE (Vuillot, 2015, p. 37-38). De ce fait, on intégrera dans le modèle SSE BAT la possibilité que ces modes de représentation puissent évoluer dans le temps, notamment à travers une dynamique d'apprentissage, corrélée à des changements dans le système écologique, ou dans le contexte socio-politique décrit dans le SSE.

Le sous-système *Espèces (E)* est également défini par une variable *Nombre d'espèces (E4)*, similaire à la variable RU5 du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014). Dans le modèle proposé, cette variable est utile pour caractériser l'enjeu écologique auquel sont confrontés les acteurs du système social. Elle peut être associée à un habitat afin de comparer les habitats entre eux et définir une stratégie de gestion appropriée. En fonction de l'angle d'étude choisi par les acteurs et leur niveau de connaissances, cette variable peut être déclinée suivant le nombre d'individus par espèce, afin de caractériser plus précisément l'enjeu amphibien.

À cette variable est associée une variable *Caractéristiques écologiques (E5)*, qui s'apparente à la variable RU6 proposée dans le modèle de McGinnis et Ostrom (2014). Les caractéristiques écologiques d'une espèce permettent d'identifier les différents types d'habitats qui seront les plus favorables à sa conservation. Certaines espèces peuvent ainsi être regroupées en guildes (Simberloff et Dayan, 1991) ou cortèges (Duguet *et al.*, 2003) d'espèces, caractérisés par des préférences écologiques et biogéographiques communes. Dans le modèle proposé, la variable *Caractéristiques écologiques (E5)* est complétée par le *taux de croissance ou de remplacement (E6)*, correspondant à la variable RU2 du modèle de McGinnis et Ostrom (2004) et qui permet d'estimer la viabilité d'une population, c'est-à-dire sa capacité à survivre dans le temps (Boyce, 1992) et à s'adapter, face à des catastrophes naturelles, des dérives génétiques ou des pressions interspécifiques (Reed *et al.*, 2003 ; Willi *et al.*, 2007). Enfin, le sous-système *Espèces (E)* est défini suivant la *distribution spatiale et temporelle (E7)* des espèces recensées, variable similaire à son homonyme (RU7) du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014).

Caractériser le système *Espèces (E)* est donc utile pour cerner l'enjeu écologique auquel sont confrontés les acteurs du système social et pour conceptualiser les interactions à la fois pratiques et cognitives qui peuvent se nouer entre le système social et le système écologique au sein d'un SSE BAT. Cependant, comme évoqué à diverses reprises dans les deux premières

parties de cette thèse, les espèces d'amphibiens envisagées dépendent d'un système d'habitats dont les caractéristiques et les dynamiques peuvent également impacter ou être impactées par le système social. Ce système *Habitats (H)* est d'autant plus important à caractériser dans le cas d'un SSE BAT qu'il permet de distinguer les habitats aquatiques des habitats terrestres, les bassins autoroutiers d'autres types d'habitats aquatiques et, ainsi, d'identifier les interactions potentielles qui peuvent se nouer entre les acteurs du système social et chaque type d'habitat.

## **1.2. Les bassins autoroutiers au sein d'un sous-système Habitats**

Le sous-système *Habitats (H)* est, en premier lieu, défini suivant une variable *Typologie (H1)*, caractérisant les différents types d'habitats utilisés par les amphibiens et distinguant ainsi les habitats aquatiques des habitats terrestres, mais également, au sein des habitats aquatiques, les bassins autoroutiers des mares « naturelles » si la distinction s'avère pertinente pour l'étude. Cette distinction permet d'identifier les interactions entre le système social et chaque type d'habitat au sein du SSE et de comprendre sur quels types d'habitats chaque action se concentre. On pourra ainsi discerner les représentations individuelles et sociales associées à chaque type d'habitat pour chacun des acteurs concernés, ainsi que les pratiques mises en place par chaque acteur sur les différents types d'habitats.

Le sous-système *Habitats (H)* est également défini par une variable *Fonctionnalités écologiques (H1)* énonçant les différents rôles joués par les habitats identifiés, suivant qu'ils sont utilisés comme site de reproduction, site-relais, habitat d'hibernation ou encore habitat d'estivation (Duguet *et al.*, 2003) pour les espèces qui les colonisent, comme cela a pu être fait dans la première partie de cette thèse.

À cette variable peut être associée une variable *Fonctions techniques ou socio-économiques (H3)* permettant d'identifier les interactions entre les fonctionnalités écologiques de l'habitat décrit et les potentiels fonctions ou services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997) attribués à cet habitat par les acteurs du SSE. Ainsi, on pourra dans cette variable prendre en compte la fonction première des bassins autoroutiers de gestion des eaux pluviales autoroutières mais également les services culturels ou de production des habitats forestiers considérés (Chevassus-Au-Louis, 2012) et ce que cela peut impliquer en termes de gestion de l'enjeu amphibien. Ces interactions entre fonctionnalités écologiques et fonctions techniques ou socio-économiques seront identifiées dans une variable *Dynamiques écologiques (H4)*, pouvant être assimilée aux

variables RS6 et RS7 du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014). Cette variable permet d'identifier les variations de conditions écologiques (hauteurs d'eau, successions végétales) des habitats étudiés en lien avec les perturbations naturelles et anthropiques inhérentes aux interactions entre le système social et le système écologique. Dans le cas d'un SSE BAT, ces dynamiques écologiques peuvent impacter ou être impactées par les pratiques de gestion mises en place sur les différents types d'habitats comme le curage des bassins autoroutiers ou les pratiques de coupes d'entretien réalisées dans les habitats terrestres forestiers.

Enfin, le sous-système *Habitats (H)* est défini suivant les variables *Taille (H5)* et *distribution spatiale et temporelle (H6)*, similaires aux variables RS3 et RS9 du modèle de McGinnis et Ostrom (2014) et caractérisant respectivement la superficie des différents habitats identifiés ainsi que leur répartition au sein de l'unité fonctionnelle. Comme cela a pu être démontré dans la deuxième partie de cette thèse, cette variable permet notamment la caractérisation du *Niveau de connectivité (voir variable U3 ci-après)* de l'unité fonctionnelle dans laquelle s'intègrent les habitats étudiés. Elle est dépendante des *Caractéristiques écologiques (E1)* des espèces concernées. On notera ainsi que, si les bassins autoroutiers sont des ouvrages « fixes » spatialement parlant, leur distribution temporelle peut varier en fonction de la disponibilité en eau, au même titre que les mares naturelles.

Comme expliqué dans les chapitres 4 (4.3) et 5 (5.2), les amphibiens ne dépendent pas seulement d'un ou plusieurs habitats mais bien d'une unité fonctionnelle intégrant une mosaïque de milieux qui, par leurs caractéristiques, peuvent être plus ou moins perméables aux déplacements de ces espèces entre les habitats dont elles dépendent. De ce fait, un cadre adapté à l'analyse du SSE BAT doit envisager un système d'*Unités fonctionnelles (U)* dans lequel s'inscrit le système *Habitats (H)* et dont les caractéristiques et les dynamiques peuvent également impacter ou être impactés par le système social.

### **1.3. Les bassins autoroutiers au sein d'un sous-système d'unités fonctionnelles**

Dans le modèle SSE BAT que je propose, le sous-système *Unités Fonctionnelles (U)* peut être défini par un ensemble de milieux en interaction, spatialement délimité par des dynamiques écologiques propres à ce système. Ce système peut s'apparenter au *Système de ressources (RU)* défini par McGinnis et Ostrom (2014) dans sa délimitation spatiale et sa relation avec les sous-systèmes *Espèces* et *Habitats*, bien que dans notre cas, les « ressources naturelles » étudiées ne

sont pas exploitées ou prélevées. De ce fait, les variables RS1, RS4 et RS5 du modèle de McGinnis et Ostrom (2014) n'ont pas été conservées.

Le sous-système *Unités fonctionnelles* est ainsi caractérisé par des *limites* (U1) qui peuvent être définies suivant des facteurs physiques (écologiques) ou sociaux (administratifs). Les limites spatiales sont définies par la distance maximale de déplacement des amphibiens. Les limites administratives sont, elles, fixées théoriquement par la propriété foncière ou physiquement par des grillages comme c'est le cas le long des infrastructures autoroutières. Cette variable est donc dépendante de la variable *Mobilités (E1)* du sous-système *Espèces* et de variables propres au système d'intendance comme les règles de droits de propriétés (voir ci-après).

Ce sous-système *Unités fonctionnelles* est structuré par une mosaïque de milieux naturels et anthropiques, définie suivant la variable *modes d'occupation du sol (U2)* et pouvant favoriser ou impacter le *niveau de connectivité (U3)* de l'unité fonctionnelle décrite. Ces variables sont estimées suivant un protocole de cartographie des modes d'occupation du sol et de modélisation des continuités écologiques tel que décrit dans le chapitre 5 (voir 5.1 et 5.2). On distinguera ainsi, dans la variable U2, les emprises de l'infrastructure autoroutière concernée et les différents milieux qui composent les espaces adjacents (forestiers, agricoles, urbains).

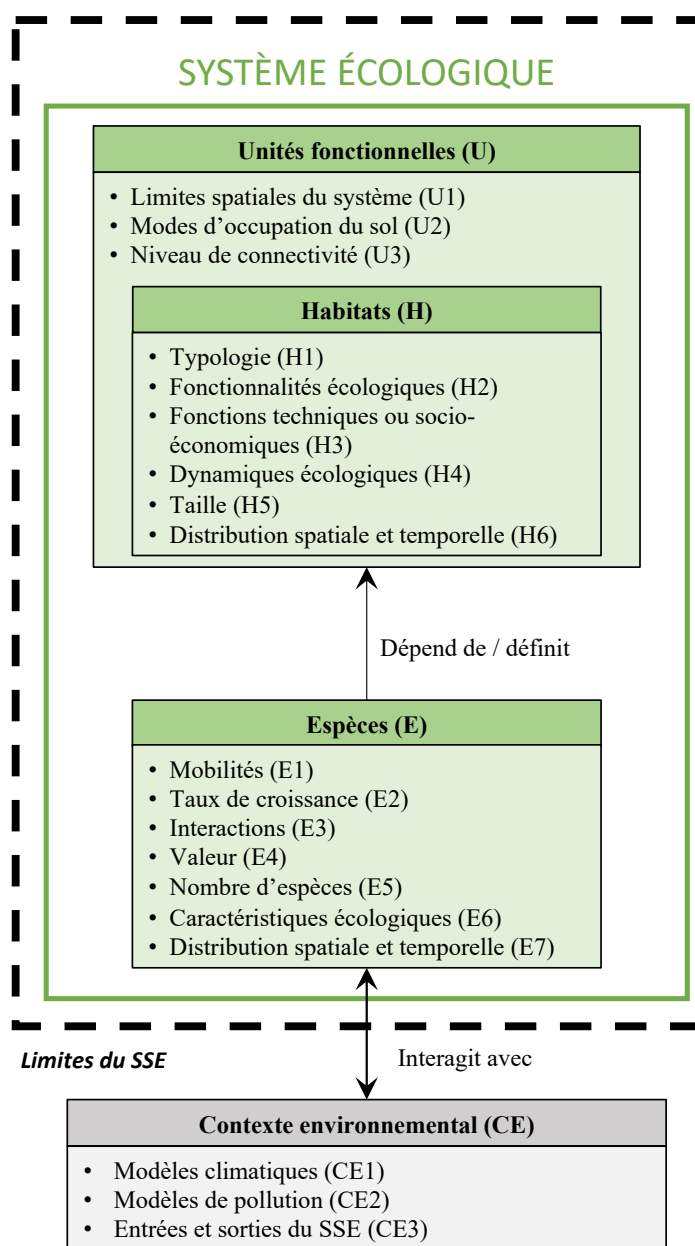
Il convient cependant de noter que ce système écologique n'est pas isolé et qu'il s'inscrit dans un contexte environnemental avec lequel il interagit en permanence.

#### **1.4. Le contexte environnemental d'un SSE BAT**

Le sous-système *Contexte environnemental (CE)* s'apparente au système *Écosystèmes associés* du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014) en ce sens qu'il est considéré comme externe au SSE étudié bien qu'en interaction avec ce dernier (**figure 63**). Il est représentatif des conditions environnementales dans lesquelles s'inscrivent les dynamiques des populations d'amphibiens colonisant les bassins autoroutiers. Il reprend ainsi les trois variables du sous-système *Écosystèmes associés (ECO)* proposé par McGinnis et Ostrom (2014) ; ces variables pouvant impacter ou être impactées par le SSE étudié. Ainsi la variable *Modèles bioclimatiques (CE1)* décrit les paramètres climatiques globaux pouvant influencer sur les dynamiques des milieux et des espèces incluses dans les SSE. Dans le cadre du SSE BAT, seront décrits les paramètres climatiques pouvant influencer sur les dynamiques écologiques des

populations d'amphibiens colonisant les bassins autoroutiers ainsi que les dynamiques écologiques des bassins autoroutiers et des territoires adjacents en tant que milieux d'accueils de ces espèces telles que les régimes de précipitations et de températures, notamment dans une optique d'adaptation aux changements climatiques (Godet, 2015). Cette variable est donc en interaction avec les variables H4 (dynamiques écologiques) et H6 (distribution spatiale et temporelle) du sous-système *Habitats*.

Figure 63 : Un système écologique en interaction avec un contexte environnemental



Clevenot, 2020

Le sous-système CE inclut également une variable *Modèles de pollution (CE2)* qui regroupe l'ensemble des facteurs de pollution pouvant impacter le système écologique, et notamment les sous-systèmes *Espèces* et *Habitats*. Il sera ainsi nécessaire, dans le cadre d'une application de cadre d'analyse du SSE BAT, d'identifier les interactions entre cette variable CE2 et les variables E6 (caractéristiques écologiques), H4 (dynamiques écologiques) en s'appuyant notamment sur les publications scientifiques relatives aux différentes sources de pollution inhérentes à la construction, à la structure et au fonctionnement d'une infrastructure autoroutière (voir introduction, § II) ainsi que sur les activités humaines présentes dans l'environnement de l'unité fonctionnelle (agriculture intensive, activités industrielles).

Enfin, ce sous-système comprend une variable « *Entrées et sorties du SSE (CE3)* » permettant d'identifier les éléments du SSE étudié pouvant entrer en interaction avec les écosystèmes qui l'environnent. On considèrera notamment, dans le cas du SSE BAT, les potentiels échanges d'individus (génétiques) entre le système écologique et les écosystèmes adjacents, au regard des processus de dispersion caractéristiques des espèces d'amphibiens. On identifiera également les actions menées par les acteurs du SSE sur les milieux environnants et pouvant impacter les dynamiques des unités fonctionnelles étudiées ou, à l'inverse, les actions menées sur les unités fonctionnelles étudiées et pouvant avoir un impact sur les milieux adjacents.

Le système écologique ainsi caractérisé, il convient de décrire le système social avec lequel il peut entrer en interaction. Pour cela, nous examinerons le cas du partenariat établi dans l'Allier entre la société autoroutière APRR et le CPIE Clermont-Dôme afin d'identifier et de caractériser les acteurs pouvant être inclus dans ce système social et ainsi, comprendre les formes d'organisation que peut prendre ce système social au regard de ses interactions avec le système écologique précédemment décrit. Autrement dit, il s'agit ici d'identifier le(s) type(s) d'acteurs pouvant être concernés par la gestion des unités fonctionnelles intégrant des bassins autoroutiers colonisés par des amphibiens et les conditions dans lesquelles un partenariat a pu se nouer entre ces acteurs. Nous examinerons notamment la manière dont ces acteurs se représentent les différents éléments du système écologique et l'influence des documents cadres sur lesquels ces acteurs peuvent s'appuyer pour construire leur démarche.

## 2. Le système social du SSE BAT : un système d'intendance régi par des acteurs sensibles

Dans le modèle de SSE proposé par McGinnis et Ostrom (2014), le système social est composé d'un système d'acteurs (A) affectant le système de ressources ou affecté par lui (**tableau 31**) et organisé en un système de gouvernance (**tableau 32**) décrivant « *les processus par lesquels les décisions sur la gestion du SSE sont prises, mises en œuvre, réformées et renforcées* » (Delgado-Serrano et Ramos, 2015).

Comme pour le système écologique, les difficultés rencontrées pour appliquer le cadre conceptuel proposé par McGinnis et Ostrom (2014) à nos cas d'étude sont liées au fait qu'il est conçu pour l'étude de pratiques d'exploitation (de prélèvement) de ressources naturelles. Le système social y est ainsi défini par plusieurs variables permettant d'évaluer l'état de dépendance des acteurs vis-à-vis du système de ressources et les moyens mis en œuvre pour en réglementer l'utilisation (système de gouvernance). Cependant, dans le cas qui nous occupe, les acteurs ne sont pas dépendants du système écologique en présence. On peut même affirmer qu'ils sont contraints, dans leurs pratiques de gestion, par le caractère spontané de la dynamique de colonisation des bassins par les amphibiens et par le statut d'espèces protégées de ces espèces et, par conséquent, des milieux aquatiques ou terrestres dont ils dépendent.

J'ai donc également dû adapter ce cadre d'analyse afin qu'il réponde à une vision plus écocentrique de la relation entre le système social humain et le système écologique en m'appuyant sur le cas du partenariat développé dans l'Allier entre la société autoroutière APRR et le CPIE Clermont-Dôme. De fait, ce cas d'étude nous donne à voir une situation dans laquelle des gestionnaires d'infrastructures autoroutières ont constaté la présence d'amphibiens dans leurs bassins de gestion des eaux pluviales et se sont interrogés sur les rôles que pouvaient jouer ces ouvrages pour ces espèces. D'autre part, des gestionnaires de milieux naturels ont envisagé ces ouvrages bétonnés et contenant potentiellement une certaine quantité de polluants comme d'éventuels sites de biodiversité.

Tableau 31 : Le système Acteurs dans le système social du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

Sous-système	Variables	Description
Acteurs (A)	Acteurs concernés (A1)	Acteurs ayant une influence directe sur le SSE
	Attributs socio-économiques des acteurs (A2)	Caractéristique socio-économique des utilisateurs du système de ressources
	Histoire ou expériences passées (A3)	Description chronologique des principaux événements liés aux ressources et à leur gestion
	Emplacement (A4)	Emplacement géographique des utilisateurs du système de ressources (par exemple, établissements humains, villages, dispersés)
	Leadership / entrepreneuriat (A5)	Existence et attitude envers le leadership et l'esprit d'entreprise chez les acteurs
	Normes / capital social (A6)	Niveaux d'interactions sociales et institutionnelles entre les utilisateurs, y compris des aspects tels que la réciprocité et la confiance
	Connaissance du SE (A7)	Niveau de connaissance parmi les utilisateurs des conditions du SSE, les modèles de perturbation potentiels et réels et leurs effets possibles
	Importance des ressources (A8)	Dépendance des acteurs à l'égard des ressources pour leur subsistance
	Technologies disponibles (A9)	Type de technologies utilisées pour extraire, récolter et gérer la ressource, et accès des utilisateurs à ces différentes technologies

*Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017*

Tableau 32 : Le système de gouvernance dans le système social du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

Sous-système	Variables	Description
Système de gouvernance (GS)	Organisations gouvernementales (GS1)	Présence ou absence de différentes organisations au niveau local
	ONG (GS2)	Présence d'ONG
	Structure du réseau (GS3)	Configuration du réseau au niveau local et leurs interactions
	Systèmes de droits de propriété (GS4)	Systèmes locaux de droits de propriété et leur relation avec la gestion des ressources
	Règles opérationnelles (GS5)	Règles locales pour définir qui, comment, où, quand et pourquoi avoir accès aux ressources naturelles locales
	Règles de choix collectif (GS6)	Ensemble de règles définies par les acteurs impliqués en fonction de l'environnement local et des conditions politiques et économiques
	Règles constitutionnelles (GS7) *	Cadre juridique défini par les gouvernements régionaux et nationaux
	Processus de suivi et de sanction (GS8)	Processus adaptés localement pour surveiller et sanctionner les stratégies d'utilisation et de gestion des ressources

*Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017*



---

L'intérêt de débiter par ce terrain d'étude pour la construction du système social tient dans la compréhension des processus qui ont amené chacun de ces acteurs à appréhender les bassins autoroutiers autrement qu'à travers leurs fonctions techniques de régulation quantitative et qualitative des eaux de chaussées et à constituer un partenariat pour évaluer leurs fonctionnalités écologiques dans une optique d'adaptation des pratiques de gestion aux enjeux écologiques en présence.

## 2.1. Un système d'acteurs sensibles

Le chargé de mission du CPIE Clermont-Dôme et l'agent APRR en charge de ce partenariat sont des acteurs particuliers en ce sens qu'ils présentaient, avant la mise en place du partenariat, une sensibilité personnelle et professionnelle à la préservation des amphibiens ainsi qu'au potentiel écologique des bassins autoroutiers. L'agent APRR est chargé de mission Environnement et Biodiversité au sein de l'entreprise. Formé à l'environnement et à la gestion des milieux naturels via un BTS Gestion et Protection de la Nature puis au sein du Master Bioterre (Biodiversité Territoire Environnement) de l'université Paris 1, il a mis en place en 2013 un programme de découverte des abeilles et d'initiation à l'apiculture au sein de l'entreprise autoroutière dans le cadre du programme d'action d'Eiffage pour la Stratégie National Biodiversité (APRR, 2014). De plus, au cours de l'entretien, l'agent souligne que le potentiel écologique des bassins autoroutiers a été découvert à la suite de l'observation régulière d'amphibiens dans les ouvrages (**encart 1**).

---

### *Encart 1*

APRR : « *La question est venue du fait des connaissances de certaines personnes d'APRR qui ont vu des amphibiens dans les bassins.* »

---

Enfin, ce partenariat n'est pas le premier que le district APRR d'Auvergne a monté en faveur de la préservation de la biodiversité. L'agent APRR a ainsi précisé avoir travaillé auparavant avec l'association Chauve-Souris d'Auvergne, ce que confirme l'ouvrage de Legrand *et al.* (2006, p.21). Sur l'A71, l'aire de repos du Gîte au Loups a fait l'objet d'un diagnostic naturaliste en 2017. Réalisé par l'association Nature 18, en partenariat avec le MNHN et l'association CERCOPE, le diagnostic met en évidence la présence de 5 espèces de chauves-souris, de 4 espèces de reptiles, de 27 espèces d'oiseaux, de 22 espèces de papillons de jour, de

49 espèces de papillons de nuit ainsi que 319 espèces d'invertébrés parmi lesquels 283 espèces d'insectes (Nature 18, 2017 ; APRR, 2019).

De son côté, le chargé de mission du CPIE Clermont-Dôme que j'ai rencontré se distingue par son expérience dans la mise en place de partenariat à but environnemental avec des acteurs opérationnels – « *techniques* » – publics ou privés tels que la Direction Interdépartementale des Routes (DIR) Massif Central, la Direction Départementale des Territoires (DDT) ou des gestionnaires de carrières. Ces partenariats impliquent de considérer les obligations techniques et réglementaires imposées par les objectifs opérationnels prépondérants de ces structures. Le chargé de mission a également souligné, au cours de notre entretien, son intérêt pour l'étude des milieux artificialisés et leur potentiel écologique (**encart 2**).

---

*Encart 2*

CPIE : « *Moi les milieux artificiels ne m'étonnent pas. Je suis plutôt un urbain, donc pour moi les fossés de récupérations d'eaux pluviales par exemple ont toujours été de belles opportunités. [...] Après c'est des questions de gestion et d'entretien pour que le bassin soit plus ou moins favorable, et après d'opportunité en termes de quantité et de qualité d'eau. [...] Je ne suis pas nécessairement un gars de la ferme, donc je suis prêt à aller travailler là-dedans et aller chercher la nature là où on pense qu'elle n'est pas.* »

---

Issu d'un « *milieu urbain* », le chargé de mission considère ces milieux comme de « *belles opportunités* » pour la faune qui les colonise par un « *effet d'aubaine* ». De plus, ce dernier affirme avoir découvert le potentiel écologique des bassins autoroutiers dans le cadre d'une mission pour l'atlas des amphibiens d'Auvergne et pour lequel le CPIE Clermont-Dôme était chargé d'évaluer les continuités écologiques favorables aux amphibiens. L'agent interrogé affirme ainsi qu'au cours de plusieurs sessions de prospection, il a constaté par l'écoute des chants, la présence d'amphibiens dans les bassins autoroutiers. Ces écoutes, couplées à une analyse paysagère, ont permis de caractériser les bassins autoroutiers comme des enjeux écologiques potentiels, se situant pour certains à proximité d'autres sites à enjeux (**encart 3**).

Ainsi, selon les acteurs interrogés, leur rencontre au sein du réseau naturaliste local et leurs sensibilités respectives à la préservation des amphibiens et au potentiel écologique des milieux artificialisés ont favorisé l'émergence de ce partenariat. Le constat, par ces acteurs, d'une colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens, ainsi que le fait qu'ils envisagent tous deux la possibilité que les bassins autoroutiers puissent être des milieux favorables à ces

---

espèces, permet d'affirmer que ces deux acteurs appréhendent les bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux.

---

Encart 3

CPIE : « Dans le cadre de l'atlas des amphibiens, on a fait des lectures des fonctionnalités et des continuités existantes sur les territoires et les paysages à étudier. Cela a commencé dans l'Allier. On s'est aperçu que sur ce territoire, on avait des bassins qui étaient à peu près aux normes en termes de fréquence, c'est à dire de répartition spatiale et d'obligation de traitement. Et on s'est aperçu que ces bassins pouvaient présenter des enjeux parce qu'on connaît les enjeux à proximité et parce que certaines espèces pionnières ou recherchant des milieux pionniers pourraient être favorisées par la présence de ces bassins. »

---

Mais cette capacité à considérer les bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux n'est pas le seul facteur permettant l'émergence d'un partenariat en faveur de leur adaptation aux enjeux écologiques locaux. En effet, comme le souligne l'agent du CPIE Clermont-Dôme (**encart 4**), l'émergence d'un tel partenariat est également une question de culture et de représentation non plus des objets (naturels ou anthropiques) mais de l'acteur qui en a la charge de gestion. Selon cet agent du CPIE, l'enjeu est ici de considérer ceux que l'on envisage au premier abord comme des opposants, comme des partenaires potentiels.

---

Encart 4

CPIE : « Si on avait essayé ce partenariat il y a 10 ans, il y aurait eu des freins idéologiques de part et d'autre. D'un côté, les associations écologiques auxquelles le CPIE peut être assimilé auraient été réticentes à travailler avec APRR parce que nous les aurions perçus comme des 'pollueurs', des 'destructeurs' ; de même que les aménageurs auraient eu peur des contraintes potentielles qu'on aurait pu leur imposer. Aujourd'hui, je pense que les limites idéologiques qui existaient à une époque se sont toutes (ou en partie) effondrées. »

« Notre démarche est un peu différente des autres parce qu'on s'engage, et c'est un risque de notre part en tant que CPIE, à considérer que les grandes entreprises sont des acteurs. Nous on s'engage à être partenaire. »

---

Ces « freins idéologiques » évoqués par le CPIE renvoient à l'opposition historique entre les associations environnementales et les aménageurs, les premières reprochant aux seconds de mettre en œuvre des procédés marketing dans le seul but de se donner une image de responsabilité

environnementale. La question que pose l'étude de ce partenariat développé entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme est celle des processus à l'origine du dépassement de cette opposition pour prendre en charge les fonctionnalités écologiques des milieux artificialisés. L'hypothèse qui peut être émise, et qui sera développée ultérieurement (voir point 4 de ce chapitre et 3.3 du chapitre 10), est celle de l'influence jouée par le contexte socio-politique dans lequel s'inscrit ce partenariat. En effet, selon le CPIE, le dépassement idéologique est la conséquence de l'élaboration, à l'échelle régionale, d'une politique favorable à la prise en compte des potentialités écologiques offertes par les emprises des infrastructures de transport, notamment dans la construction des schémas régionaux de cohérence écologique (**encart 3**).

Avant cela, il nous faut comprendre comment ces acteurs interagissent entre eux au sein de ce système social afin de caractériser le fonctionnement de ce dernier. En d'autres termes, il s'agit d'analyser la manière dont ces acteurs se sont organisés et structurés afin d'agir de manière concertée sur le système écologique précédemment décrit.

## **2.2. Un système d'intendance fondé sur le partage de connaissances**

En 2014, une convention de partenariat a été signée entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme pour une durée de 1 an. Ce partenariat «  *vise à approfondir les connaissances sur le fonctionnement écologique des bassins de récupération des eaux autoroutières et des ouvrages de traversée hydraulique (OTH) pour mieux appréhender les enjeux de biodiversité lors de la gestion et l'entretien* » (Convention APRR – CPIE Clermont-Dôme, *non publiée*). Le CPIE a ainsi pour mission de fournir à la société autoroutière un appui scientifique et technique pour l'élaboration d'un protocole d'évaluation des fonctionnalités écologiques de ses ouvrages. Cette convention a ensuite été renouvelée 2 fois en 2015 et en 2017 pour une durée totale de 6 ans. L'objectif de ces deux autres conventions est d'utiliser les connaissances acquises au cours des années 2014-2015 pour adapter les pratiques de gestion afin de les rendre plus favorables aux fonctionnalités écologiques des bassins évalués et, dans le cas où cela ne serait pas possible, mettre en place des mesures compensatoires. Chaque période couverte par une convention de partenariat fait l'objet d'un rapport de synthèse. De plus, une réunion annuelle est organisée en présence des agents concernés au sein des deux structures, portant sur l'état d'avancement des missions confiées par la société autoroutière au CPIE et sur les potentielles difficultés rencontrées.

L'ensemble des outils et des pratiques mises en œuvre sont ainsi validés conjointement par les responsables des deux structures. Par conséquent, on peut en conclure que la société APRR et le CPIE Clermont-Dôme ont constitué ce que l'on peut nommer un système d'intendance (Sabaté *et al.*, 2013 ; Rivaud et Prevost, 2018), sous la forme d'un accompagnement à la gestion. En effet, dans le cadre de cette convention, la société APRR « *conserve la responsabilité de la gestion de ses terres, mais [...] s'engage à prendre en compte les enjeux de conservation* » (Sabaté *et al.*, 2013) notamment en convenant avec le CPIE des actions à développer. Néanmoins, bien que des droits de propriété s'appliquent sur le domaine autoroutier, la convention signée entre APRR et le CPIE stipule que la société autoroutière s'engage à faciliter l'accès aux bassins autoroutiers aux agents du CPIE lors des sessions d'intervention.

Cependant, au-delà d'un accompagnement de gestion, les deux acteurs ont mis en place une véritable co-production des outils de diagnostic. Ainsi, dans la convention de partenariat signée en 2017, on constate l'engagement des deux acteurs dans un processus d'apprentissage réciproque des savoirs et des savoir-faire. En effet, on peut lire que le CPIE s'engage à « *mettre en place, deux jours par an, des sessions de sensibilisation des agents et d'encadrement sur les enjeux déterminants de la biodiversité* ». De même, les gestionnaires autoroutiers renseignent les agents du CPIE sur les contraintes inhérentes à la gestion des bassins d'eaux pluviales autoroutiers, notamment et avant tout pour tout ce qui découle de la Loi sur l'eau. Ainsi, si l'objectif premier de ce partenariat tient dans l'évaluation de fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers, les entretiens menés auprès des acteurs concernés par ce partenariat révèlent qu'il fut source d'apprentissage pour les deux parties prenantes. En effet, le diagnostic écologique des bassins de l'Allier n'a pas été effectué par les agents CPIE seuls, mais en collaboration avec les agents APRR, les visites de diagnostic constituant à l'occasion des temps de ce que le chargé de mission du CPIE nomme « co-formation » (**encart 5**).

---

*Encart 5*

CPIE : « *On est vraiment dans un esprit de « co-formation ». Les premières années on fait des passages ensemble sur les bassins. Aujourd'hui on le fait moins mais on essaye quand même de faire au moins un passage par an avec eux pour faire des rappels.* »

APRR : « *Le CPIE était accompagné d'un agent APRR pour chaque visite.* »

---

Ce partenariat a fait ainsi l'objet d'un échange de connaissances, toutes nécessaires à la compréhension des dynamiques écologiques observables dans ces ouvrages. D'un côté, les membres du CPIE ont apporté les connaissances naturalistes sur l'écologie des amphibiens et des milieux humides ; de l'autre, les agents APRR ont fourni les connaissances techniques sur le fonctionnement des bassins autoroutiers, les pratiques de gestion mises en place jusqu'alors ainsi que sur les obligations réglementaires de gestion dont ces ouvrages font l'objet (curage des boues, faucardage de la végétation), comme le soulignent les acteurs interrogés (**encart 6**).

---

*Encart 6*

*CPIE : « Avant de les étudier, je ne connaissais pas aussi bien la fonction des bassins autoroutiers. J'ai appris au contact des techniciens. Au conservatoire, on peut parler crapauds, oiseaux, plantes mais on a beaucoup de choses à apprendre d'un point de vue technique, donc on a besoin de l'approche technique, d'où le partenariat avec APRR. C'est là que c'est intéressant parce qu'on mutualise les informations. Autant nous, on apporte des informations et de la formation auprès des agents et des personnes dans les entreprises et les industries, autant eux nous amènent quasiment autant sur les techniques et sur leurs métiers, même s'ils ne s'en rendent pas forcément compte tout le temps. »*

*APRR : « On a choisi le CPIE, entre autres, parce qu'il travaillait déjà sur ces questions. Il connaissait déjà nos contraintes de gestions. Il pouvait nous faire des recommandations adaptées. »*

---

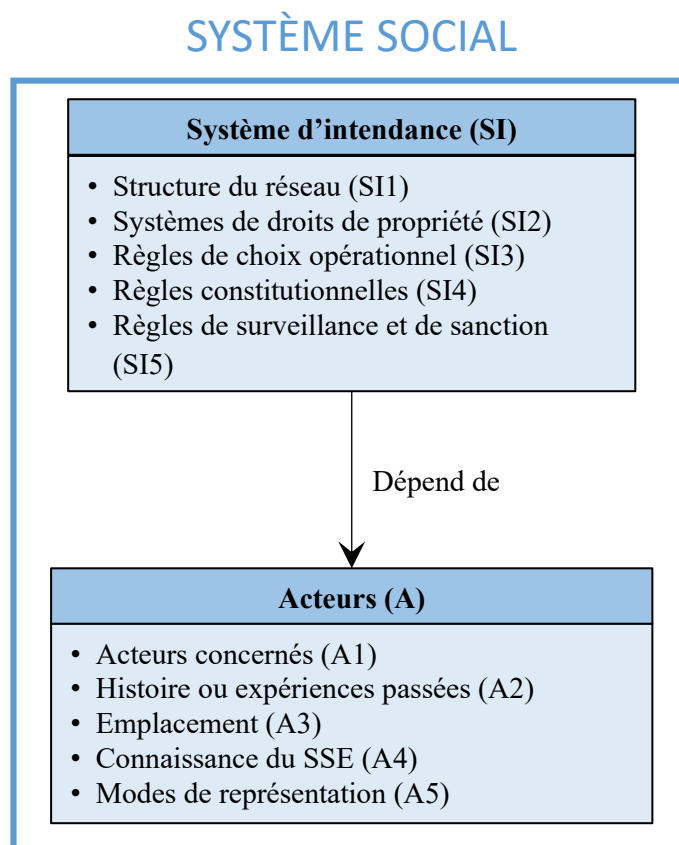
### **2.3. Conceptualisation du système social des SSE BAT**

Au regard des paramètres précédemment évoqués, il est possible d'envisager le SSE BAT comme étant composé d'un système social au sein duquel les acteurs humains, gestionnaires d'infrastructures de transport ou gestionnaires de milieux naturels, sont organisés suivant un système d'intendance dans l'objectif de mettre en place des pratiques de gestion adaptées aux enjeux techniques, réglementaires et écologiques qui caractérisent les bassins autoroutiers, comme illustré en **figure 64**.

Le système d'acteurs tel qu'il peut être envisagé dans un SSE BAT est ainsi défini suivant cinq variables. La première (A1) renseigne les différents types d'acteurs concernés par la gestion d'un ou plusieurs habitats identifiés comme appartenant à l'unité fonctionnelle des amphibiens colonisant les bassins autoroutiers concernés. Les variables « histoires ou expériences passées » (A2) et « emplacement » (A3) proposée par McGinnis et Ostrom ont été conservées car, comme le démontre le cas du partenariat développé dans l'Allier, les interactions passées entre les deux

acteurs concernés, ainsi que leur localisation vis-à-vis des ouvrages, ont été bénéfiques pour la construction de ce partenariat.

Figure 64 : Le système social proposé pour l'analyse des SSE BAT



*Clevenot, 2020*

De plus, les acteurs sont définis suivant leurs connaissances des dynamiques du SSE (A4), qu'elles soient d'origines naturelles ou anthropiques, et suivant la manière dont ils se représentent le milieu ou l'ouvrage étudié (A5). L'adaptation du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014) à une vision plus écocentrée du SSE BAT a nécessité le retrait de certaines variables fondées sur une utilisation économique des ressources environnementales, telles que « Leadership / entrepreneuriat » et « Normes / capital social » ou encore « Importance des ressources ».

Le système de gouvernance, initialement proposé par McGinnis et Ostrom (2014), a été transformé en « système d'intendance » (Mathevet et Bousquet, 2014). Certaines variables présentes dans le modèle initial ont cependant été conservées, telles que le « système de droit de propriété », les « règles de choix opérationnel » ou encore les « règles de surveillance et de

sanction », toutes étant explicitement énoncées dans la convention de partenariat entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme. La variable « partage de connaissance » a été ajoutée, cet aspect du partenariat étant souligné comme un élément-clé par les acteurs interrogés. De fait, les deux principaux systèmes constituant le SSE BAT ayant été décrits, il s'agit maintenant de s'interroger sur la manière dont ces deux systèmes interagissent.

### 3. Interactions entre système social et système écologique

Comme cela a été démontré dans le chapitre 7, la question des interactions entre le système social et le système écologique est au cœur des questionnements sur les dynamiques des socio-écosystèmes. Le modèle développé par McGinnis et Ostrom (2014) pour l'analyse des SSE envisage les interactions entre le système social et le système écologique à travers une situation d'action. Cette situation d'action est constituée de deux sous-systèmes regroupant des variables d'*Interaction*, soit les différentes formes d'échanges qui se nouent entre les acteurs d'un socio-écosystème, et des variables de *Résultat*, permettant d'expliquer et d'évaluer les résultats de ces interactions sur les dynamiques du SSE (Delgado-Serrano et Ramos, 2015).

De fait, au regard des variables détaillées dans le **tableau 33**, on constate que les variables d'interactions peuvent être envisagées selon trois catégories : les interactions entre chaque acteur et le système écologique (I1, I5), les interactions entre le système social dans sa globalité et le système écologique (I9, I10) et les interactions entre les acteurs du système social concernant leurs actions sur le système écologique (I2, I3, I4, I6, I7, I8). De fait, au sein des variables de résultat, on trouve une variable permettant d'analyser l'efficacité et l'évolution des interactions entre les acteurs du système social (O1) ainsi qu'une variable permettant d'évaluer les actions de chaque acteur ainsi que du groupe d'acteurs et leurs impacts sur le système écologique (O2). Enfin, la troisième variable de Résultat permet d'évaluer les « effets non désirés » de ces actions sur des SSE adjacents (O3).

La limite de cette approche, dans le cadre d'un SSE BAT, réside dans le fait que les interactions entre le système social et le système écologique sont ici évaluées uniquement en termes d'utilisation et d'impacts, les performances socio-économiques de l'utilisation des ressources naturelles du SSE ayant le même poids, dans le système de Résultat, que les performances écologiques. De plus, le modèle d'interaction proposé par McGinnis et Ostrom (2014) semble être uniquement orienté du système social vers le système écologique ( $S \rightarrow E$ ) sans



qu'apparaissent clairement l'influence du système écologique sur le système social (E → S). De fait, comme pour les autres sous-systèmes détaillés précédemment, c'est bien l'approche anthropocentrée de ce modèle qui pose des difficultés quant à son application dans le cas d'un SSE BAT.

Tableau 33 : Sous-systèmes et variables de la situation du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

Sous-systèmes	Variables	Description
Interactions (I)	Niveaux de récolte (I1)	Quantité de ressource (s) récoltée (s) par différents acteurs
	Partage d'informations (I2)	Méthodes de partage d'informations entre les acteurs
	Processus de délibération (I3)	Processus de délibération utilisés entre les acteurs
	Conflits (I4)	Conflits existants entre les acteurs
	Activités d'investissement (I5)	Investissements pour l'amélioration et la gestion des ressources (investisseur, montant investi et destination de l'investissement)
	Activités de lobbying (I6)	Capacité d'influence interne et externe des acteurs
	Activités auto-organisées (I7)	Règles internes pour l'extraction et la gestion des ressources entre acteurs
	Activités de réseautage (I8)	Activités de mise en réseau et de partenariat des acteurs à l'intérieur et à l'extérieur de la communauté
	Activités de suivi (I9)	Suivi des activités sur l'utilisation et la gestion des ressources (par exemple définies localement par les acteurs, contrôlées par le gouvernement) et leurs performances
	Activités d'évaluation (I10)	Processus d'évaluation de la situation des ressources et des effets des initiatives de gestion
Résultats (O)	Mesures des performances socio-économiques (O1)	Évolution et impacts des concepts socio-économiques inclus
	Mesures des performances écologiques (O2)	Évolution et impacts des concepts écologiques inclus
	Externalités à d'autres SSE (O3)	Effets non désirés (positifs et négatifs) résultant des processus

*Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017*

Ainsi, au regard des actions mises en place dans le cadre du partenariat entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme dans l'Allier, nous verrons dans cette partie comment peuvent être conceptualisées ces interactions dans le cadre d'un SSE BAT.

### 3.1. Actions d'évaluation des enjeux écologiques

Dans le cadre de son partenariat avec la société autoroutière APRR, le CPIE Clermont-Dôme a proposé et mis en place un protocole d'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers au regard de l'enjeu amphibien<sup>13</sup>. Comme renseigné dans la convention, ce protocole s'inspire du protocole POP Amphibien (Barrioz et Miaud, 2016) et du cahier des charges opérationnel utilisé par le réseau de l'observatoire des amphibiens en Massif Central (MARE). Il consiste en une détection à vue, à l'écoute et par capture au troubleau des pontes, larves et adultes au cours de trois sessions d'investigation, respectivement au début du mois d'avril (nocturne), à la fin du mois de mai (nocturne) et à la fin du mois de juin (diurne). Ce protocole a été appliqué sur 9 bassins de l'A71 (6) et de l'A714 (3) par des équipes à chaque fois composées d'un technicien autoroutier et d'un agent du CPIE dans une optique de co-formation. Ainsi, en 2014, ce partenariat a abouti au recensement de sept espèces ou groupes d'espèces d'amphibiens dans les bassins autoroutiers de l'A71 et l'A714 avec des cortèges de 3 à 5 espèces par bassin (**figure 65**).

Figure 65 : Espèces recensées dans les bassins de l'A71 et l'A714 en 2014

Espèces recensées	Adulte	Larves	Pontes	Nb. bassins
Alyte accoucheur	4	-	-	2
Crapaud commun	13	4	-	5
Grenouille agile	6	71	10	5
Grenouille verte (groupe)	66	4	-	8
Rainette verte	21	3	1	6
Triton crêté	1	-	-	1
Triton palme	27	33	-	6
<b>Nombre total d'espèces recensées</b>				<b>7</b>

*Tiré de Gaumet et Longchambon, 2015 (non publié)*

Les résultats de ce recensement ont fait l'objet d'une cartographie identifiant les enjeux de biodiversité sur les bassins étudiés. De plus, ils ont permis aux partenaires d'évaluer les impacts des pratiques de gestion des bassins sur ce groupe d'espèce, d'adapter ces pratiques et de créer un outil de suivi pour en évaluer l'efficacité.

<sup>13</sup> Un protocole a également été développé pour l'évaluation des fonctionnalités écologiques favorables aux odonates mais ce dernier ne sera pas détaillé dans cette étude.

### 3.2. Actions de suivi et d'évaluation des mesures

Le partenariat entre la société autoroutière et le CPIE Clermont-Dôme a abouti, à travers le système d'intendance précédemment décrit, à l'élaboration conjointe d'un protocole d'évaluation et de suivi des dynamiques écologiques des bassins autoroutiers de l'A71 et de l'A714 se déclinant sous la forme de quatre fiches de relevés. Le rapport de synthèse (non publié) souligne ainsi que « *l'objectif premier [de ces fiches] est de permettre à la société APRR d'avoir une feuille de route lui permettant d'intégrer des éléments de maintien de la biodiversité dans ses missions opérationnelles de curage des bassins* ». La particularité du protocole développé par APRR et le CPIE tient dans le fait que ces quatre fiches ont été construites dans le souci de permettre une évaluation des enjeux de biodiversité par les agents autoroutiers avant l'intervention d'un écologue, et d'élaborer une stratégie de gestion adaptée après le diagnostic.

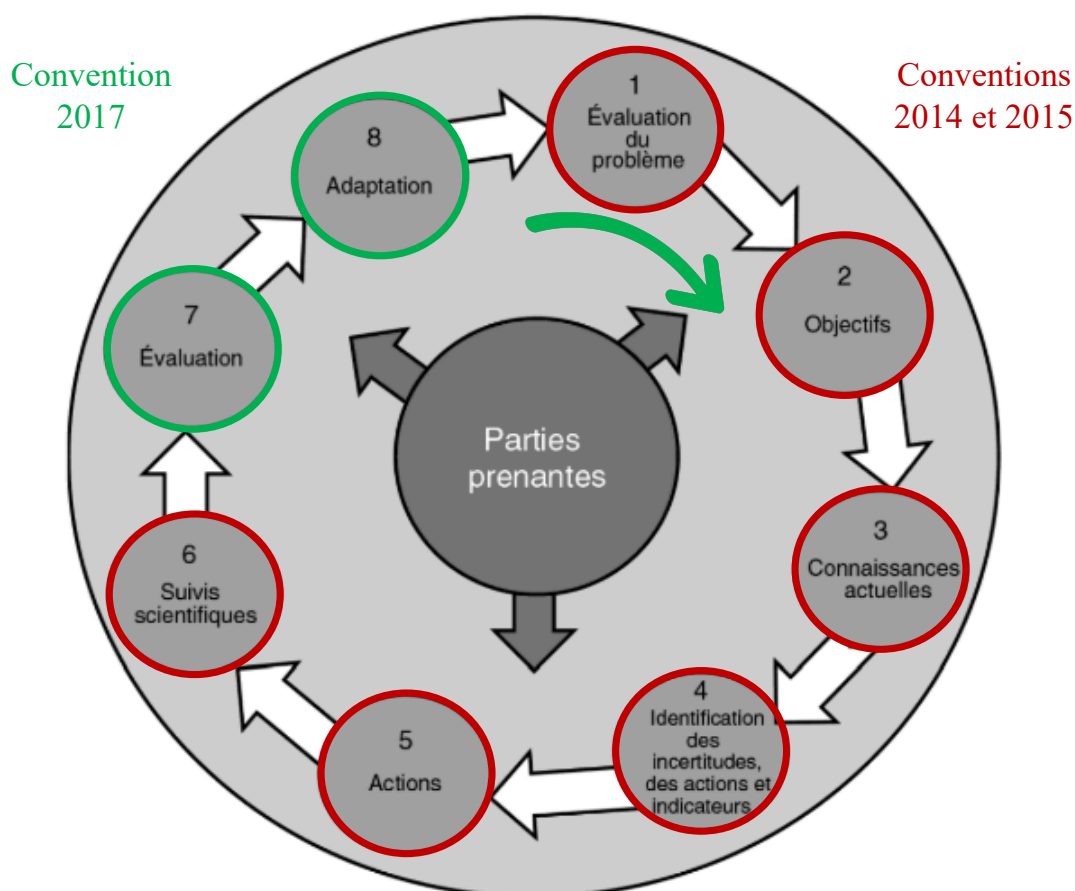
La première, appelée « fiche simplifiée », ne requiert aucune connaissance environnementale particulière, les informations demandées relevant de l'observation directe. La deuxième fiche, nommée « fiche environnement », doit, elle, être renseignée par un technicien capable d'apprécier les enjeux environnementaux et détenant un minimum de connaissances quant à l'évaluation de la typologie du milieu herbacé observé ou de la qualité de l'eau. Cette fiche permet de prévoir la nature des inventaires à effectuer ainsi que les périodes et le nombre de passages. La troisième fiche, « fiche saisie des inventaires », est remplie par un écologue ou un spécialiste lors de ses prospections sur site. Elle demande une maîtrise de la détermination en odonatologie et en batrachologie puisqu'elle suppose notamment une identification des espèces à vue et à l'écoute des chants. Enfin, à la suite du recensement, une « fiche de préconisation » est remplie par l'écologue à l'attention de la société autoroutière. Cette fiche est la feuille de route qui donne les informations essentielles à la société autoroutière pour ses travaux d'entretien et de gestion. En se basant sur des indices de biodiversité et de connectivité, les agents de la société peuvent alors intégrer ces préconisations dans leurs missions opérationnelles de curage et de faucardage des bassins.

### 3.3. Actions d'adaptation des pratiques de gestion au regard des enjeux écologiques

La note de synthèse rédigée à la suite des deux premières années de partenariat fait état de recommandations quant à l'adaptation des pratiques de gestion des bassins autoroutiers étudiés. Ainsi, les préconisations énoncées par le CPIE orientent essentiellement les techniques

de curage et de faucardage en précisant les périodes favorables à ces travaux d'entretien. De fait, pour chaque bassin, le CPIE recommande la pratique d'un curage ou d'un faucardage différencié, suivant le diagnostic des enjeux de biodiversité établi dans le bassin concerné. Le CPIE recommande également de mettre en place ces pratiques de gestion en dehors de la période de reproduction de ce groupe d'espèces, soit entre octobre et décembre. Ces recommandations sont accompagnées d'un outil de suivi développé conjointement par les deux partenaires. Au regard de ces différentes actions développées par APRR et le CPIE sur les bassins autoroutiers auvergnats, il est possible de conclure que ce partenariat a suivi la dynamique de ce que Walters et Holling (1990) nomment une « gestion adaptative » et qui permet d'intégrer le caractère évolutif des milieux gérés. En effet, les deux premières conventions signées en 2014 et 2015 entre APRR et le CPIE Clermont-Dôme visaient à acquérir des connaissances sur les dynamiques écologiques des bassins autoroutiers, à élaborer un plan de gestion ainsi qu'un protocole de suivi des actions mises en place. Comme illustré en **figure 66**, ces pratiques correspondent aux six premières étapes du processus de gestion adaptative.

Figure 66 : Un partenariat qui répond au processus de gestion adaptative

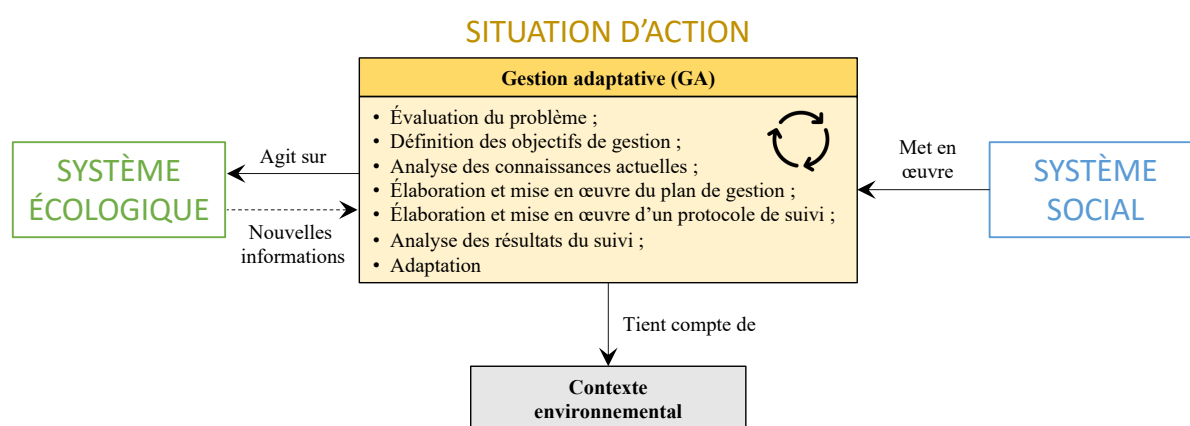


Clevenot, 2020 ; d'après Holling (1978) ; Rist et al. (2013) ; Mathevet et Guillemain (2016)

### 3.4. Conceptualisation de la situation d'action du SSE BAT

Au regard des paramètres précédemment évoqués, il est possible d'envisager le SSE BAT comme étant composé d'un système social au sein duquel les acteurs humains, gestionnaires d'infrastructures de transport ou gestionnaires de milieux naturels, sont organisés suivant un système d'intendance dans l'objectif de mettre en place des pratiques de gestion adaptées aux enjeux techniques, réglementaires et écologiques qui caractérisent les bassins autoroutiers comme illustré en **figure 67**.

Figure 67 : La situation d'action telle que proposée pour l'analyse d'un SSE BAT



-----  
*Limites du SSE*

*Clevenot, 2020*

La situation d'action telle qu'elle peut être envisagée dans un SSE BAT est ainsi définie suivant sept variables reprenant les différentes étapes du processus de gestion adaptative depuis l'évaluation du problème jusqu'à l'adaptation des pratiques et intégrant une dynamique de renouvellement du processus suite à cette adaptation. Comme dans le modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014), cette situation d'action est mise en œuvre par le système social en vue d'une action sur le système écologique et au regard du contexte environnemental dans lequel s'inscrit le SSE. Cependant, contrairement au modèle initial, cette situation d'action est sans cesse réinterrogée par les nouvelles informations fournies par l'observation des dynamiques du système écologique. On peut ainsi prendre en exemple l'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers de l'A77 effectuée en 2018 dans le Loiret (voir parties 1 et 2 de cette thèse).

L'adaptation du modèle proposé par McGinnis et Ostrom (2014) correspondant à une vision plus écocentrique du SSE BAT a donc imposé tout d'abord de retirer certaines variables fondées sur une utilisation économique des ressources environnementales, telles que les variables d'interaction I1 et I4 à I7 et la variable de résultat O2 (voir 2.). À l'inverse, les variables relatives à l'évaluation environnementale, telles que les « activités de suivi » (I9) et les « activités d'évaluation » (I10), ont été conservées puisqu'elles s'apparentent à certaines étapes du processus de gestion adaptative.

Enfin, certaines variables ont été conservées mais intégrées à un autre sous-système. C'est le cas des variables « partage d'information » (I2) et « processus de délibération » (I3) considérées comme inhérentes au système d'intendance (voir 2.3.). De même, la variable de Résultats « externalités à d'autres SSE » est ici assimilée aux interactions entre la sphère écologique et le contexte environnemental (voir 1.1.) ainsi qu'à l'action de prise en compte du contexte environnemental, évoquée précédemment. Cependant, cette gestion adaptative des bassins autoroutiers, mise en place dans le cadre d'un système d'intendance, s'effectue dans un contexte socio-politique qu'il convient de prendre en compte dans le modèle SSE BAT.

#### **4. L'influence du contexte socio-politique sur les dynamiques du SSE BAT**

Dans le cadre d'analyse des SSE proposé par McGinnis et Ostrom (2014), les auteurs proposent d'intégrer l'influence du contexte socio-politique dans lequel s'inscrit le SSE étudié. Le sous-système « Paramètres sociaux, économiques et politiques » décrit ainsi comment un SSE est affecté ou peut affecter le contexte socio-économique et politique plus large dans lequel il est intégré. Il informe des stratégies de gestion conçues à différents niveaux, du national au local, et décrit les conditions dans lesquelles ces paramètres, gérés aux échelons supérieurs, ont un impact sur le SSE (**tableau 34**).

De fait, comme l'a souligné l'un des acteurs interrogés (voir encart 3), le partenariat entre APRR et le CPIE s'est en partie initié grâce à la mise en œuvre d'une politique régionale de conservation en faveur de la prise en compte des potentialités écologiques qui peuvent offrir les emprises des infrastructures de transport. Il s'agit donc d'identifier les paramètres socio-politiques pouvant impacter ou être impactés par les dynamiques du SSE BAT.

Tableau 34 : Sous-systèmes Paramètres socio-économiques et politiques du cadre proposé par McGinnis et Ostrom

Sous-système	Variables	Description
Paramètres sociaux, économiques et politiques (S)	Développement économique (S1)	Situation économique, y compris le niveau de vie et la santé économique de la région
	Tendances démographiques (S2)	Tendances, changements et état de la population humaine
	Stabilité politique (S3)	Cadre réglementaire de base pour le pays ou la région et régularité dans les règles et les valeurs des processus démocratiques
	Politiques gouvernementales en matière de ressources (S4) *	Politiques descendantes adoptées par les gouvernements nationaux, régionaux et locaux pour gérer les ressources naturelles
	Incitations du marché (S5)	Marchés des ressources naturelles et incitations à la conservation
	Organisation des médias (S6) *	Nombre, diversité et liberté des médias privés et publics

Clevenot, 2020 ; d'après Delgado-Serrano et Ramos, 2015 et Maranda, 2017

#### 4.1. Les SSE BAT dans la politique Trame Verte et Bleue

Une étude approfondie de la littérature grise montre que le SSE BAT s'inscrit dans une politique environnementale territorialisée qui est celle de la Trame Verte et Bleue (TVB). En effet, ce SSE répond notamment à l'une des directives énoncées par cette politique en participant à l'amélioration de la capacité d'accueil de la biodiversité des infrastructures de transport autoroutières, en accord avec le troisième document publié par le COMOP TVB, en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010). Ce document souligne les effets de fragmentation des milieux naturels engendrés par les infrastructures de transport, tout en mettant en avant un objectif d'adaptation « *des ouvrages existants non dédiés à la faune (agricole, forestier, hydraulique) mais pouvant être utilisés par les animaux moyennant quelques aménagements* » (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010).

Dans les années 1990, nombreux sont les chercheurs à démontrer la nécessité de prendre en compte les interactions inter-scalaires dans l'étude des écosystèmes. Ainsi, selon J. A. Wiens, « *les écologues doivent étudier comment les processus à large échelle contraignent les phénomènes à échelle plus fine, mais également comment les tendances à échelle fine se propagent à large échelle et peuvent également imposer des contraintes* » (Wiens, 1989 in Chaurand, 2017). Pour Berkes et Ross (2016), les systèmes écologiques et sociétaux s'organisent de façon dynamique, dans et entre les échelles de temps et d'espace. Ainsi, les

systèmes écologiques peuvent être décomposés en plusieurs niveaux d'organisation hiérarchisés, de la parcelle au paysage, de l'individu à l'écosystème (Berkes et Ross, 2016 *in* Chaurand, 2017). Cette nécessité d'appréhension des écosystèmes à plusieurs échelles, associée aux théories sur la connectivité paysagère développées en écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999), a abouti à la mise en œuvre, à l'échelle européenne, d'une stratégie paneuropéenne pour la diversité biologique et paysagère, visant notamment à créer un réseau écologique paneuropéen. Cette stratégie a été déclinée en France sous la forme d'une politique de trame verte et bleue visant à appréhender la conservation de la diversité biologique par une gestion cohérente et globale du territoire (Mougenot et Meliin, 2000). Mise en œuvre par les lois Grenelle I (2009)<sup>14</sup> et Grenelle II (2010)<sup>15</sup>, elle a pour objectif de freiner l'érosion de la biodiversité, en particulier par l'identification, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques.

Cette caractéristique multiscalaire est énoncée dans la Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 qui précise dans son objectif n°5 que la trame verte et bleue « *doit être pensée de manière cohérente à toutes les échelles territoriales* ». La trame verte et bleue est donc le fruit de la transposition d'une politique d'échelle nationale (voire internationale) dans un système d'action publique (et d'acteurs) régional (Debray, 2015) visant à répondre à la nécessité de considérer les interactions entre les processus écologiques à plusieurs échelles. Comme l'énonce Debray (2015) : « *sa conception et sa mise en œuvre ne sont pas réductibles à une échelle de décision unique, mais ces processus se produisent dans un cadre largement décentralisé aux échelles régionales et locales, suivant un principe de subsidiarité* ». Ainsi, bien que les outils (lois, guides méthodologiques, plans d'actions, etc.) fournissent des référentiels juridiques, techniques et scientifiques communs à sa mise en œuvre soient élaborés à l'échelle nationale, le principe de subsidiarité<sup>16</sup> donne aux acteurs locaux une certaine marge de manœuvre quant à son adaptation à leurs contextes territoriaux (Debray, 2015). La trame verte et bleue est donc une politique territorialisée en ce sens qu'elle vise l'intégration des continuités écologiques dans les projets des territoires sous la forme d'une « *adaptation*

---

<sup>14</sup> Loi no 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.

<sup>15</sup> Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement.

<sup>16</sup> Principe selon lequel « l'autorité supérieure ne doit pas assumer les tâches d'une autorité inférieure qui est en mesure de les accomplir au bien sinon mieux » (Zaccaria, 2000).



*circonscrite aux préoccupations des acteurs locaux et aux enjeux propres à chaque territoire* » (Moquay, 2005 in Debray, 2015).

Ce processus de territorialisation s'effectue sous la forme d'un emboîtement d'échelles spatiales (et administratives) impliquant une répartition des compétences entre les territoires dans un objectif de cohérence entre ces derniers et se traduit à l'échelle régionale par l'élaboration de Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE) pris en compte par la suite à l'échelle locale dans les documents d'urbanisme tels que les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) ou les Schéma de COhérence Territoriale (SCoT). Cette adaptation des directives énoncées à l'échelle nationale aux enjeux de chaque territoire peut directement influencer les dynamiques d'un SSE BAT, notamment dans des régions qui encouragent, ou à l'inverse n'encouragent pas assez, la mise en place d'actions visant à améliorer la capacité d'accueil des accotements d'infrastructures de transport pour la biodiversité.

Concernant le cas d'étude dans l'Allier, la région Auvergne-Rhône-Alpes présente depuis plusieurs années une véritable dynamique d'intégration des infrastructures de transport – routières et autoroutières mais également ferroviaires et d'énergie – dans les enjeux régionaux de préservation de la biodiversité. Le SRCE de la région Auvergne illustre cette volonté de prendre en compte les potentialités d'accueil que peuvent offrir les infrastructures de transport dans les plans de gestion de la biodiversité. En effet, si dans le document de diagnostic des continuités écologiques (DREAL Auvergne, 2015a), les infrastructures de transport font l'objet d'un volet complet de la partie « *Enjeux de préservation et de remise en bon état des continuités écologiques* » dans lequel elles sont désignées comme des éléments de fragmentation des habitats naturels, dans le Plan d'action stratégique (DREAL Auvergne, 2015b), un chapitre est entièrement dédié aux enjeux liés aux infrastructures de transport, comme illustré en **figure 68**.

Selon ce document, la mise en œuvre du SRCE nécessite, entre autres, « *d'étudier et améliorer la transparence des infrastructures* » et de « *saisir les opportunités de restauration des continuités écologiques à travers la gestion et la réhabilitation des sites exploités* ». Toujours selon ce document, ces enjeux propres aux infrastructures de transport nécessitent de « *mettre en œuvre des modes de gestion des accotements favorables à la biodiversité* ». Afin de conforter cette idée, le document renseigne le lecteur sur des actions similaires déjà mises en œuvre en Auvergne en faveur des continuités écologiques. On y trouve un programme de requalification des autoroutes existantes en faveur de la biodiversité (2012-2016) mené par la société ASF (Autoroutes du Sud de la France), filiale du groupe VINCI Autoroutes, ainsi qu'un

aménagement de dépendances routières, comprenant la réhabilitation de zones humides, conduit par la DIR (Direction Interdépartementale des Routes).

Figure 68 : Sommaire du SRCE Auvergne : un chapitre dédié aux infrastructures de transport

<b>SOMMAIRE</b>	
Sommaire _____	3
Introduction _____	4
<b>PARTIE 1</b> _____	<b>7</b>
POLITIQUES PUBLIQUES EN FAVEUR DE LA BIODIVERSITE _____	9
URBANISME ET PLANIFICATION TERRITORIALE _____	13
<b>INFRASTRUCTURES, EQUIPEMENTS ET PROJETS D'AMENAGEMENT _____</b>	<b>19</b>
TOURISME ET ACTIVITES DE PLEINE NATURE _____	21
MILIEUX OUVERTS _____	25
MILIEUX BOISES _____	31
MILIEUX AQUATIQUES ET HUMIDES _____	35
<b>PARTIE 2</b> _____	<b>41</b>
Actions prioritaires dans le domaine de l'eau _____	43
<b>Actions prioritaires à mener sur les infrastructures de transport de l'Etat _____</b>	<b>44</b>
Amélioration des connaissances _____	46
<b>PARTIE 3</b> _____	<b>49</b>

Source : DREAL Auvergne, 2015b.

Ainsi, modéliser un SSE BAT suppose de prendre en compte l'influence d'un sous-système « Contexte socio-politique » sur les dynamiques de ce SSE, notamment en considérant les politiques gouvernementales en matière de gestion de la biodiversité sur et aux abords des infrastructures de transport. Cependant, cette politique n'est pas le seul facteur contextuel pouvant impacter la dynamique d'un SSE BAT.

#### 4.2. Le SSE BAT et la réglementation relative aux espèces protégées

Comme renseigné en introduction, les amphibiens ont la particularité d'être le seul groupe animal protégé dans sa totalité par la législation française (avec les reptiles). Ce groupe d'espèces est également protégé par le biais de ses habitats, notamment aquatiques, par la directive européenne Habitats (1992). Il paraît donc indispensable de prendre en compte

l'influence de ce contexte réglementaire dans les processus d'élaboration des pratiques de gestion dans le SSE BAT. Ainsi, suivant l'article L.411-2 du Code de l'environnement et, au regard de la liste des espèces d'amphibiens protégées énoncée par l'arrêté du 19 novembre 2007, les acteurs d'un SSE BAT peuvent être dans l'obligation, dans le cadre des protocoles d'évaluation et de suivi, de déposer des demandes de dérogation pour la capture, l'enlèvement ou la perturbation d'espèces protégées. Si la législation est un facteur contraignant à considérer dans la dynamique d'un SSE BAT, certains programmes de conservation issus d'initiatives locales peuvent au contraire favoriser le développement de projets tels que celui développé par le CPIE Clermont-Dôme et la société APRR.

### 4.3. Le SSE BAT dans les initiatives locales de conservation des amphibiens

Lors des entretiens menés auprès des acteurs ayant constitué un partenariat pour l'évaluation et la gestion des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers dans l'Allier, l'agent du CPIE souligne que c'est dans le cadre de sa participation à l'élaboration d'un Atlas des Amphibiens d'Auvergne que le CPIE Clermont-Dôme a sollicité la société APRR pour accéder aux bassins autoroutiers. Cet atlas a été réalisé en 2015 et 2017 par l'Observatoire des Amphibiens d'Auvergne, porté en majorité par plusieurs CPIE auvergnats et soutenu par la DREAL Auvergne-Rhône-Alpes, le FEDER<sup>17</sup>, la Région Auvergne-Rhône-Alpes et le Conseil départemental de Haute-Loire. Ce type de programme de sensibilisation et de conservation des amphibiens, développé à l'échelle régionale, peut ainsi être à l'origine d'initiatives locales comme le partenariat établi entre le CPIE Clermont-Dôme et la société APRR. Il est d'autant plus important de les prendre en compte dans l'analyse des SSE BAT que ces initiatives locales peuvent à leur tour enrichir les programmes de conservation à l'échelle régionale.

En effet, le premier bilan annuel de cet atlas souligne « *l'importance des milieux anthropisés (abreuvoirs, lavoirs, mares d'ornement, carrières, rases et fossés, bassins d'orage, d'incendie et de rétention) qui offrent aujourd'hui des habitats de substitution exploités par les amphibiens* » (Observatoire des amphibiens d'Auvergne, 2011). Cette affirmation est nourrie par les résultats issus des recensements effectués par le CPIE Clermont-Dôme dans les bassins autoroutiers de l'A71 et l'A714.

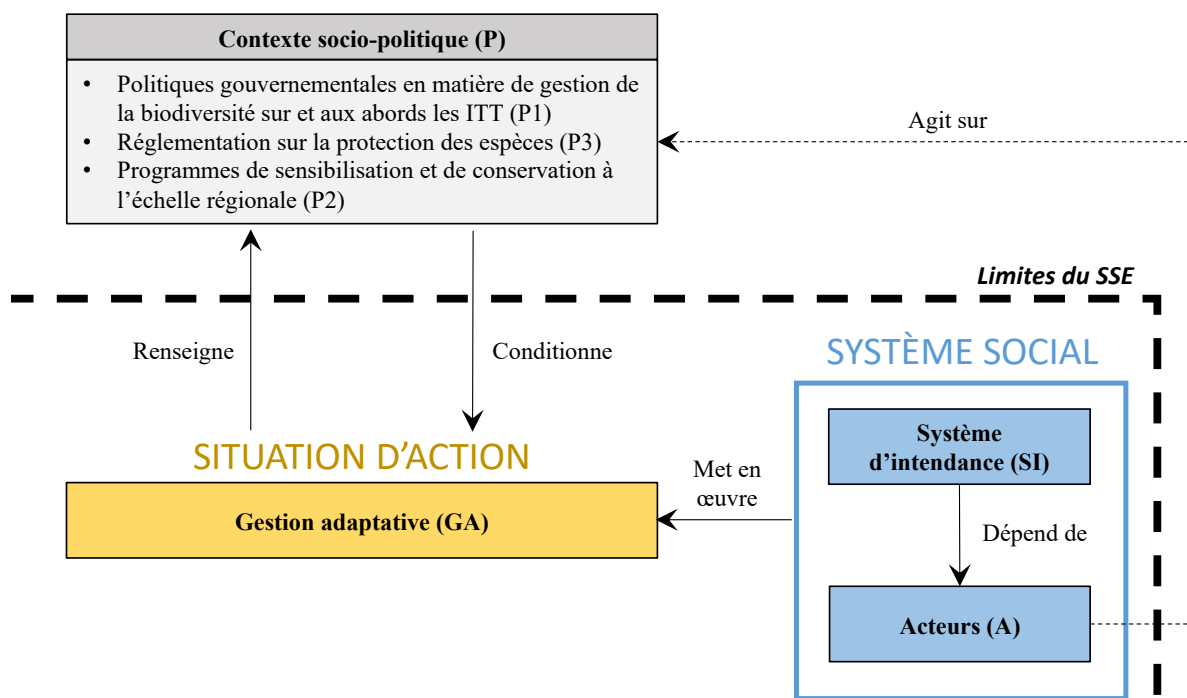
---

<sup>17</sup> FEDER : Fonds Européens de Développement Régional.

#### 4.4. Conceptualisation du contexte socio-politique du SSE BAT

Au regard des paramètres précédemment évoqués, il est possible d'envisager un SSE BAT comme étant en interaction avec un contexte socio-politique, considéré comme externe au SSE mais pouvant influencer ou être influencé par les dynamiques de ce dernier, comme illustré en **figure 69**. Plus précisément, le sous-système *Contexte socio-politiques (P)*, tel qu'il peut être conceptualisé pour un SSE BAT, inclut tout d'abord la variable *Politiques gouvernementales en matière de gestion de la biodiversité (P1)* qui s'apparente à la variable S1 du modèle proposé par Mc Ginnis et Ostrom (2014), bien que les politiques décrites concernent ici la biodiversité au sens large, les amphibiens ne pouvant être considérés comme une « ressource » au sens économique du terme. Cette variable P1 définit les directives énoncées à l'échelle nationale en faveur de la gestion de la biodiversité, telle que la politique trame verte et bleue. Elle comprend notamment les directives énoncées à l'échelle nationale relatives à l'intégration des infrastructures de transport dans les continuités écologiques.

Figure 69 : Le système de paramètres socio-politiques tel que proposé pour l'analyse des SSE BAT



Clevenot, 2020

Ce sous-système inclut également une variable « *réglementation sur la protection des espèces* » (P2) permettant de considérer le statut de protection des amphibiens comme un facteur pouvant influencer les pratiques de gestion mises en œuvre dans le cadre de la situation de gestion.

Enfin, ce sous-système inclut la variable *Programmes de sensibilisation et de conservation à l'échelle régionale (P3)* décrivant l'ensemble des projets instaurés à l'échelle régionale pouvant impacter ou être impactés par les pratiques de gestion de la biodiversité et notamment la gestion des amphibiens au sein du SSE. On abordera ici les actions de sensibilisation et d'inventaires développées par les associations environnementales ainsi que l'état d'avancement des Atlas départementaux et régionaux sur les amphibiens afin de cerner le niveau de prise en charge de l'enjeu amphibien dans lequel s'inscrivent les SSE étudiés. Cette variable inclut également les directives et incitations énoncées à l'échelle régionale sur le rôle ou les impacts des infrastructures de transport terrestres vis-à-vis de la biodiversité et des continuités écologiques. La définition de cette variable s'appuiera en particulier sur les SRCE, documents cadres découlant de la politique TVB, et pouvant influencer sur les pratiques de gestion de la biodiversité mises en place à proximité ou au sein des ITT.

Ce sous-système « contexte socio-politique » est particulier en ce sens que, bien qu'il soit considéré comme externe au SSE BAT, il est caractérisé par plusieurs modalités d'interaction avec ce dernier. En effet, s'il conditionne la situation d'action suivant des variables politiques et réglementaires, ce sous-système peut lui-même être modifié par les dynamiques des SSE BAT puisque les résultats des inventaires de suivi peuvent être communiqués aux comités en charge de l'élaboration des documents cadres énonçant les directives relatives aux modalités de prises en compte voire d'intégration des infrastructures de transport dans les projets de continuités écologiques.

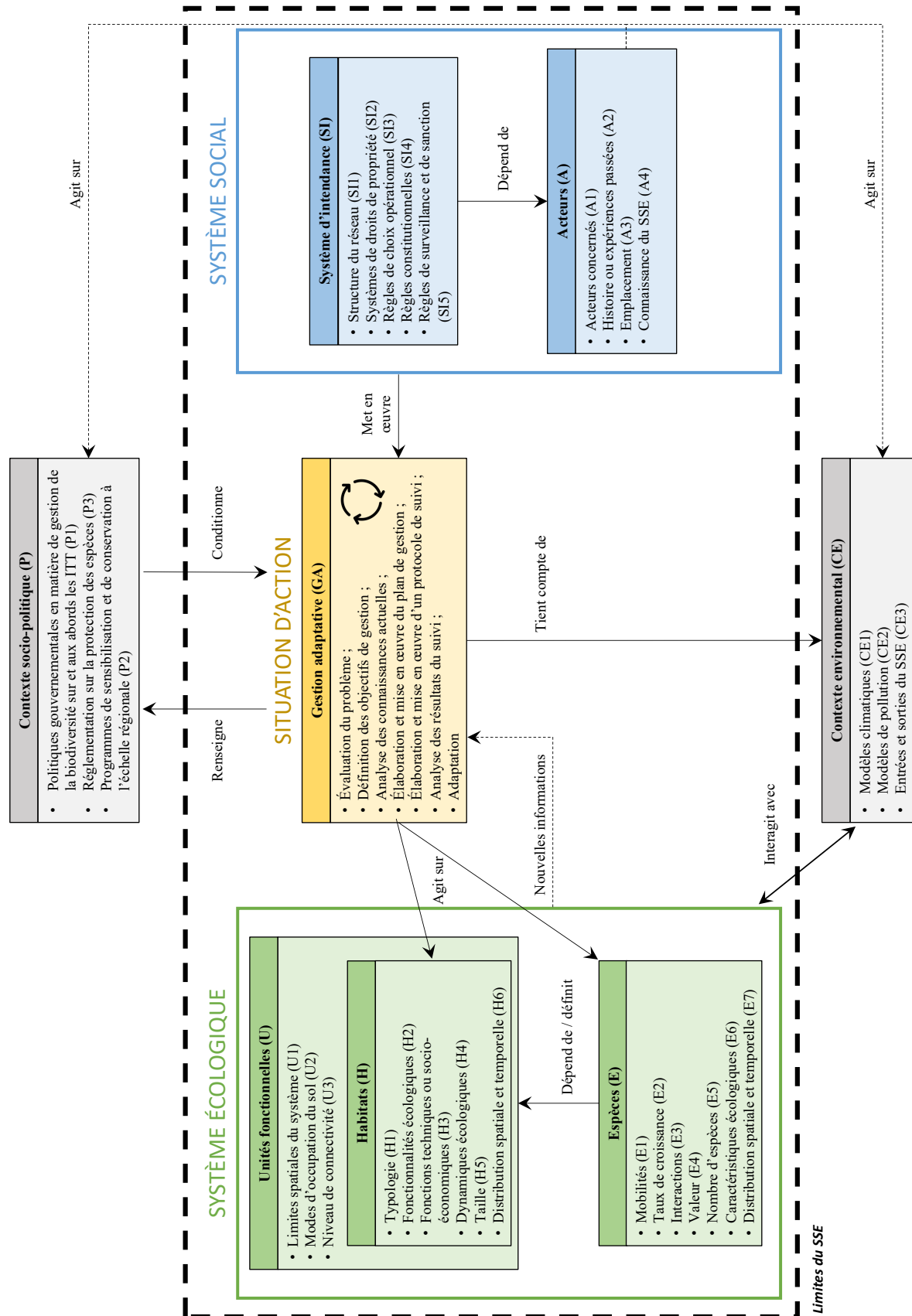
De fait, comme cela est précisé dans la figure 8, certains acteurs participant aux dynamiques du SSE BAT peuvent agir directement sur ce contexte socio-politique. C'est notamment le cas dans l'Allier puisque le CPIE Auvergne a participé à l'élaboration du plan régional d'actions pour le sonneur à ventre jaune en Auvergne aux côtés de la DREAL Auvergne. Ainsi, en se référant au partenariat mis en place par la société APRR et le CPIE Clermont-Dôme pour l'évaluation et le suivi des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers de l'A71 et de l'A714, il est possible d'avoir un premier aperçu de la manière dont le SSE BAT peut être conceptualisé, notamment du côté de la sphère sociale. Cependant, lorsque l'on compare cette partie du modèle à la partie concernant plus spécifiquement la sphère écologique et conceptualisée au regard des résultats obtenus lors de la campagne d'étude menée dans le Loiret sur l'autoroute A77, on s'aperçoit que le modèle fondé sur le cas du partenariat bourbonnais présente certaines limites.

## 5. Les limites du cas d'étude bourbonnais

Le modèle d'analyse du SSE BAT tel qu'il peut être envisagé à ce stade de l'étude est composé d'un système écologique et d'un système social en interaction par le biais d'une situation d'action (**figure 70**). Cette situation d'action est mise en œuvre par un groupe d'acteurs organisé en un système d'intendance de la biodiversité (Sabaté *et al.*, 2013 ; Mathevet et Bousquet, 2014 ; Rivaud et Prevost, 2018) pour agir, à l'échelle locale, sur le système écologique concerné suivant un processus de gestion adaptative. Ce système d'intendance est conditionné par un contexte socio-politique qui tient compte du contexte environnemental dans lequel s'inscrit le SSE. En retour, le système écologique, par ses dynamiques évolutives et ses interactions avec le contexte environnemental, questionne et remet en cause les connaissances sur lesquelles sont basées les pratiques de gestion mises en œuvre.

Cependant, à la différence du partenariat mis en place dans l'Allier par APRR et le CPIE, la situation d'action à travers laquelle les acteurs agissent sur le système écologique n'est focalisée que sur une partie du système écologique (ici les habitats et les espèces) sans agir sur le reste de l'unité fonctionnelle. En effet, à la lecture des conventions de gestion et de la synthèse rédigée à la suite des deux premières années, on constate que les actions mises en œuvre dans le cadre du processus de gestion adaptative ne sont concentrées que sur l'évaluation, la gestion et le suivi des espèces et de leurs habitats aquatiques. On peut ainsi lire en introduction de cette synthèse : « *Cette étude vise à approfondir les connaissances sur le fonctionnement écologique des bassins de récupération des eaux autoroutières et des Ouvrages de Traversées Hydrauliques (OTH) pour mieux appréhender les enjeux "biodiversité" lors de la gestion et de l'entretien* » (Gaumet et Longchambon, 2015 – non publié). Pourtant, il est démontré dans les premiers chapitres de cette thèse que les amphibiens sont des animaux biphasiques, dépendant de milieux terrestres et aquatiques et d'une continuité fonctionnelle entre ces deux types d'habitats. Le chapitre 6 met ainsi en évidence l'importance d'examiner l'environnement proche des bassins autoroutiers colonisés dans les études visant à améliorer la conservation de ces espèces et de leurs habitats. Comment alors expliquer cette absence de prise en compte de l'unité fonctionnelle dans sa totalité ? Qu'en est-il de la gestion des habitats terrestres des populations colonisant ces bassins autoroutiers et celle des milieux permettant la connectivité entre les habitats aquatiques et terrestres ?

Figure 70 : Le modèle du SSE BAT conceptualisés suivant le cas d'étude bourbonnais



Analyser le partenariat développé dans l'Allier entre la société autoroutière APRR et le CPIE Clermont-Dôme et les actions élaborées dans le cadre de ce partenariat nous permet de voir comment peut être structuré le système social d'un système socio-écologique axé sur la gestion des amphibiens colonisant les bassins autoroutiers. On peut ainsi observer un groupe d'acteurs composé de gestionnaires autoroutiers et d'acteurs associatifs spécialisés dans la gestion des milieux naturels, organisés en un système d'intendance, et agissant, par l'intermédiaire d'un processus de gestion adaptative, sur un système écologique.

Ce cas d'étude nous permet également d'identifier plusieurs leviers possibles dans l'enclenchement d'une dynamique de prise en charge de ces espèces au sein de ces milieux très spécifiques que sont les accotements d'infrastructure de transport. Dans le cas du partenariat développé dans l'Allier, on est ainsi en présence d'acteurs sensibles aux enjeux environnementaux mais aussi aux enjeux techniques de leurs partenaires et capables d'envisager les bassins autoroutiers comme de véritables motifs environnementaux, au titre de leur capacité à fournir des sites de reproduction potentiels pour les amphibiens qui les colonisent. De plus, ce cas d'étude met en lumière l'influence du contexte socio-politique dans lequel s'inscrit un SSE BAT et notamment la prise en compte des potentialités d'accueil de la biodiversité des infrastructures de transport dans les documents encadrant la mise en œuvre de la politique de trame verte et bleue sur le territoire concerné.

Néanmoins, la conceptualisation d'un SSE BAT au regard d'un cas d'étude pose la question de la reproductibilité, c'est-à-dire de sa validité en cas d'application à un autre cas d'étude. L'objectif du dernier chapitre de cette thèse est donc de mettre en évidence certaines variables qui n'ont pas pu être identifiées à partir du premier cas d'étude, de confirmer les variables communes et de discuter des variables propres à chaque cas.



## Chapitre 10 : Le Loiret, reproductibilité et ajustement du SSE BAT

Tout l'intérêt de construire un modèle d'analyse, qu'il soit à vocation scientifique ou technique, repose sur son applicabilité à d'autres cas d'étude. Ce caractère reproductible des modèles conceptuels permet de faire des comparaisons et d'ajuster le modèle dans l'objectif d'identifier tous les mécanismes inhérents à son fonctionnement. Ce dernier chapitre a donc pour vocation de vérifier si le modèle conçu d'après le cas d'étude bourbonnais est applicable dans le Loiret, notamment pour comprendre pourquoi, alors que la colonisation des bassins autoroutiers de l'A77 a été constatée par les gestionnaires autoroutiers, aucun partenariat similaire n'a été développé. Pour ce faire, j'ai cherché à identifier les acteurs loirétains présentant les mêmes intérêts pour la conservation des amphibiens et leurs habitats que les acteurs bourbonnais, ainsi que cette même capacité à envisager les bassins autoroutiers comme des sites potentiels de biodiversité, en m'appuyant sur les modalités de représentation de ces objets. J'ai également étudié le contexte socio-politique de ce cas d'étude en analysant notamment la manière dont sont considérées les infrastructures de transport au regard des enjeux de biodiversité. Enfin, j'ai cherché à identifier les conditions dans lesquelles un système d'intendance similaire à celui instauré dans l'Allier pouvait émerger dans le Loiret, en interrogeant les relations passées entre les gestionnaires de l'autoroute A77 et les acteurs des territoires adjacents.

### 1. Amphibiens : un enjeu de conservation dans le Loiret ?

Les entretiens menés auprès des acteurs loirétains ont tout d'abord eu pour objectif de saisir la manière dont ils appréhendent les enjeux de biodiversité sur leur territoire, et précisément les questions de conservation des amphibiens et de leurs habitats. Ce premier diagnostic « à dire d'acteurs » est essentiel à la compréhension des formes que peut prendre la gestion de la biodiversité sur ce territoire. Comme le soulignent Rivière-Honegger *et al.* (2015), les études de perceptions et de représentations « *concourent à produire des connaissances préalables sur les acteurs et sur l'histoire qui les lie aux milieux. Ces connaissances sont précieuses pour parvenir à la définition d'objectifs partagés et pertinents aux yeux de tous* ». En ce sens, il est important de comprendre à quoi se réfèrent les acteurs locaux lorsqu'on aborde avec eux la question de la biodiversité mais également de saisir les intérêts, les impératifs et les

manières d’opérer de chacun, afin d’identifier les freins et les leviers inhérents à la mise en place d’un partenariat pour la gestion des amphibiens.

### 1.1. Agriculture et patrimoine face à l’urbanisation croissante

Lorsque j’évoque avec eux les enjeux de biodiversité sur leur territoire, une des premières thématiques évoquées par les acteurs loirétains est celle de l’évolution du parcellaire agricole et des modes d’occupation du sol, associés aux différentes phases de remembrement et à l’évolution du modèle agricole. En effet, l’objectif affiché par les élus locaux de préserver et de soutenir le développement des espaces agricoles (**encart 7 – E2 et E5**), qui s’inscrit dans les orientations impulsées par les lois Alur et LAAF (loi d’avenir pour l’agriculture, l’alimentation et la forêt)<sup>18</sup> et que l’on retrouve dans les plans locaux d’urbanisme (PLU), s’accompagne d’un constat unanime et prédominant dans les discours d’une évolution du paysage agricole dans les dernières décennies. Les élus interrogés évoquent ainsi la transformation d’une agriculture fondée essentiellement sur l’élevage en une agriculture intensive (**encart 7 – E4**) qui a débuté en France à la fin de la 2<sup>nd</sup>e Guerre Mondiale et qui est la conséquence de politiques nationales de restructuration du parcellaire agricole visant à « *moderniser l’agriculture française et en accroître la productivité* » (Bordessoule, 1952).

---

#### Encart 7

E2 : « *On a une politique de conservation des terres agricoles et de moins les ouvrir aux terrains constructibles. C’est inscrit dans le PLU, c’est la loi qui l’impose.* »

E4 : « *C’est une commune essentiellement agricole mais avec peu, voire pas d’élevage. Il y en avait encore dans les années 1960 car tous les agriculteurs étaient mixtes (culture et élevage). Aujourd’hui, il doit rester une ferme avec des animaux mais, c’est tout.* »

E5 : « *Notre priorité en tant qu’élus, c’est de conjuguer le développement urbain et le développement économique, tout en préservant l’espace rural actuel.* »

---

De fait, les processus de remembrement et d’évolution du système agricole sont considérés par les élus locaux comme une des premières causes d’une régression de la biodiversité à l’échelle locale du fait de la destruction des haies, de la disparition de l’élevage au profit de

---

<sup>18</sup> Loi ALUR : Loi n°2014-366 du 24/03/2014 pour l’accès au logement et un urbanisme rénové  
Loi LAAF : Loi n°2014-1170 du 13/10/2014 pour l’avenir de l’agriculture, de l’alimentation et de la forêt.

monocultures, mais aussi du drainage de certaines parcelles et du comblement des mares d'abreuvement (**encart 8 – E1**). Comme le souligne Demeulenaere (2009, p.195), la biodiversité apparaît ici comme « *la métaphore d'un monde agricole dont la pluralité menace de s'éroder définitivement derrière un modèle unique et standardisé* ». Le remembrement du parcellaire agricole et la disparition de certains éléments du paysage sont également identifiés comme facteurs d'amplification des effets des crues, notamment pour les communes situées dans le sud du Loiret, à proximité de la Loire (**encart 8 – E2**).

---

*Encart 8*

E1 : « *Le remembrement, ça veut dire des haies en moins, des parcelles qui s'agrandissent. Au niveau écologique, ce n'est pas vraiment bon. [...] Avant il y avait des mares installées pour les bêtes, et elles étaient colonisées par les amphibiens. Ensuite il y a eu des périodes de drainage, et ça, c'est la mort des mares. C'est dommage parce que les mares, il y a de la vie autour.* »

E2 : « *On essaie de remettre ce qu'il y avait à l'époque, des arbres, des haies. Ça freine les crues. Et puis on entretient les rivières pour qu'il y ait moins de dégâts. On enlève ce qui est mort ou abîmé, et on laisse ce qui est vivant.* »

---

De leur côté, les acteurs associatifs et les acteurs institutionnels interrogés mettent en évidence une forte artificialisation du milieu et l'intensification de l'agriculture, avec pour conséquence un impact important sur la biodiversité, notamment aquatique. Ainsi, les acteurs associatifs soulignent le rôle de ces processus dans la forte régression des zones humides dans la région, en raison notamment de la destruction progressive des plans d'eau par un comblement volontaire ou le manque d'entretien (**encart 9**).

---

*Encart 9*

A2 : « *Les grands enjeux de biodiversité sont assez similaires sur l'ensemble de la région Centre Val-de-Loire : artificialisation, simplification des milieux.* »

A3 : « *Il faut de l'espace pour développer des entreprises, des industries, des habitations. Et cet espace est pris sur les espaces naturels. Donc l'enjeu aujourd'hui, c'est l'urbanisation.* »

---

## **1.2. La chasse et la pêche : indicateurs de biodiversité ou facteurs d'impact**

Activités de loisirs mais également dynamiques économiques, la chasse et la pêche sont également abordées par plusieurs acteurs locaux comme faisant partie des enjeux de

biodiversité sur leur territoire. Cependant, ces activités sont perçues différemment selon les acteurs interrogés.

En effet, la chasse et la pêche sont citées par les élus comme des indicateurs de la biodiversité locale. De fait, les activités de pêche et de chasse sont des activités largement répandues dans le département du Loiret. En témoigne la présence d'associations en relation avec ces activités dans la plupart des communes étudiées. Les élus interrogés sur les enjeux locaux de biodiversité se réfèrent ainsi en majorité à la faune pêchée ou chassée : l'avifaune, la faune piscicole ou les grands et petits mammifères (**encart 10**).

---

*Encart 10*

E2 : « *Au niveau de la faune sauvage, ce sera par rapport à la Loire. On a très peu de forêt donc ce sera poissons et oiseaux.* »

E3 : « *Les enjeux de biodiversité, on va les trouver le long des cours d'eau, pour la chasse notamment. On a pas mal de lièvres.* »

E3 : « *Au niveau de la grande faune, on a quelques chevreuils. On a du perdreau, du lièvre. Il faudrait voir avec la société de chasse.* »

E4 : « *Il y a forcément bon nombre de petits animaux parce que c'est aussi un territoire de chasse et de pêche.* »

---

Cette référence aux activités de loisirs comme enjeux de biodiversité s'accompagne parfois d'une vision patrimoniale de la biodiversité, notamment au travers de discours nostalgiques se référant au passé, aux souvenirs d'enfance, pour évoquer ce qui a été perdu ou qui tend à disparaître, et comme un bien qui doit être transmis aux générations futures (**encart 11 – E1, §1**).

On note ainsi, dans le discours des élus, un attachement à un certain degré de « naturalité » de la région, notamment par comparaison avec des territoires voisins comme la Beauce et ses grandes plaines céréalières. Cette biodiversité patrimoniale est appréhendée comme une richesse contribuant à la renommée de la région. L'appellation « Coteau du Génois », issue des vignes loirétaine et évoquée par un élu, en est le parfait exemple (**encart 11 – E1, §2**).

*Encart 11*

E1 : « L'enjeu, ce serait pour les jeunes, de retrouver tout ce que l'on pouvait avoir autrefois. [...] Quand j'étais enfant, on allait à la pêche aux grenouilles. Maintenant, les enfants n'y vont plus »

« Ici ce n'est pas comme en Beauce. On a de la grande culture mais on a encore de l'élevage, des vergers, de la vigne aussi. On produit le Coteau du Génois. Vous devez connaître. »

Néanmoins, les acteurs associatifs ont une perception bien plus négative de ces activités. En effet, la chasse et la pêche sont décrites par ces derniers comme fortement impactantes pour la biodiversité. Certains évoquent ainsi la densité trop importante d'ongulés sur certaines parcelles entraînant la destruction des mares forestières (**encart 12 – A3, §1**) et les lâchés de poissons, dans les rivières et les étangs, dont la reproduction est décrite comme mal maîtrisée (**encart 12 – A3, §2**).

*Encart 12*

A3 : « Dans les milieux forestiers, on va avoir la "pression de chasse". Certains propriétaires forestiers ont des parcelles où il y a une grande densité d'ongulés, notamment des sangliers. Ces animaux-là peuvent avoir un impact très négatif sur la biodiversité des mares forestières. Les sangliers se roulent dans les petites mares et détruisent la végétation aquatique. Ils décrochent les pontes. »

« Au niveau aquatique, [l'enjeu] c'est l'intensification de la pisciculture. La pêche à la carpe par exemple peut créer des densités de poissons tellement importante dans les plans d'eau qu'il n'y a plus de végétation et on voit rapidement disparaître les amphibiens. »

Ainsi, les discours des acteurs interrogés dénotent une perception de la biodiversité centrée sur les activités humaines, dans la conservation d'une agriculture et d'un paysage agricole diversifié mais également dans la préservation des espaces forestiers et des milieux aquatiques, notamment pour leur rôle patrimonial et de loisirs.

Cependant, la prise en charge de la biodiversité, ou plus largement la protection de l'environnement, sont souvent perçues comme des contraintes par les élus locaux. Les restrictions concernant l'utilisation des produits phytosanitaires pour les espaces verts sont souvent évoquées comme contraignantes (**encart 13 – E5**), même si pour certains, cette attention portée à l'environnement donne une image positive à leur commune et apparaît comme un atout pour son attractivité (**encart 13 – E1**).

E1 : « On est une ville "Trois Fleurs". Il y a un cahier des charges à respecter. C'est un peu contraignant mais ça donne une image de la commune. Le problème, c'est de garder la ville propre. Avant il y avait le Roundup et c'était plus facile. Maintenant on n'a plus le droit. C'est une toute autre façon de voir la commune. »

E5 : « On a des contraintes avec l'interdiction des produits phytosanitaires dans les espaces verts. »

Malgré ces disparités dans les modes de représentation de la biodiversité, on peut se demander s'il existe, dans ces territoires, un enjeu « amphibiens ». Dans quelle mesure la gestion de ces espèces représente un intérêt ou, à l'inverse, une contrainte pour ces acteurs ?

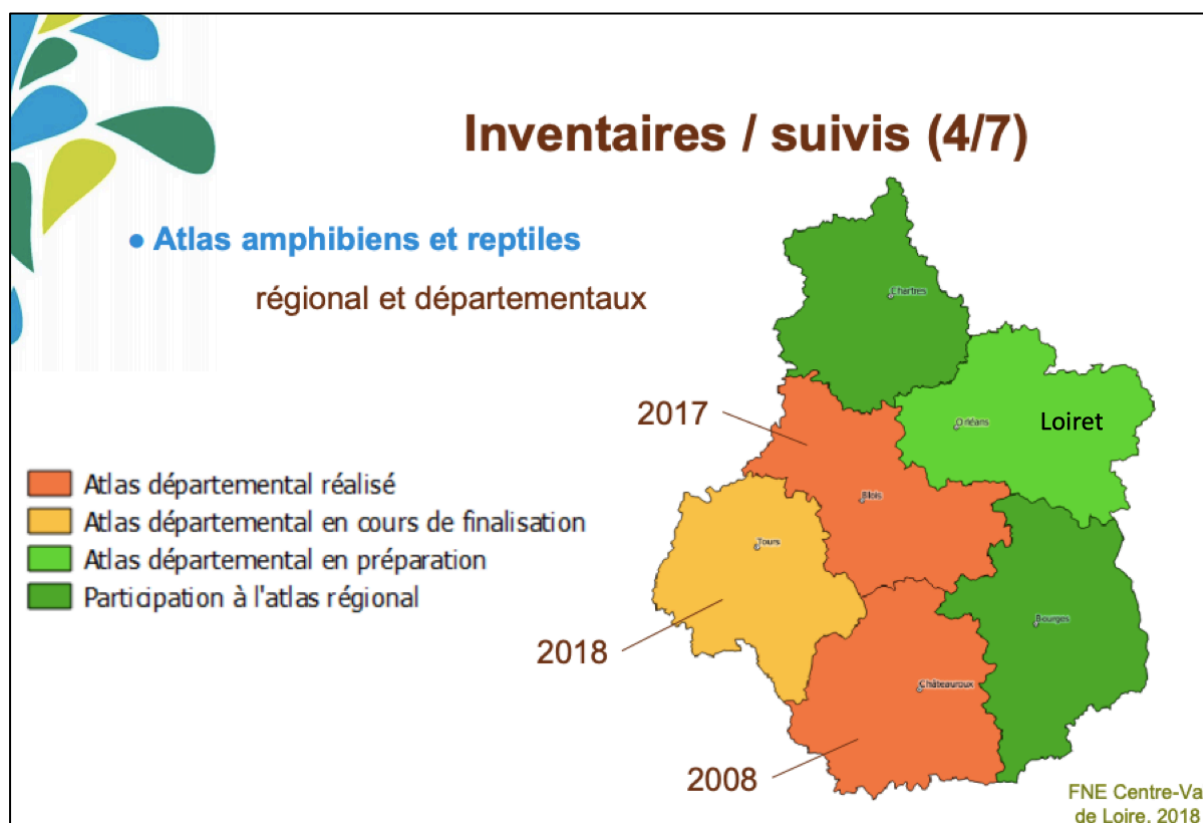
### 1.3. Un enjeu « amphibien » dans le Loiret ?

Comme nous avons pu le voir dans le chapitre précédent, la réalisation d'un atlas des amphibiens d'Auvergne fut en partie à l'origine de l'identification par le CPIE Clermont-Dôme des bassins autoroutiers comme sites potentiels de reproduction pour ces espèces, et par conséquent du partenariat entre la structure associative et la société autoroutière APRR.

Contrairement à l'Atlas des amphibiens d'Auvergne, celui de la région Centre Val-de-Loire est encore en préparation. La période d'inventaire a débuté en 2015 et devait s'achever en 2020. Un bilan et une analyse des données sont prévus pour l'année 2020, bien que des cartes « brutes » de répartition soient déjà disponibles pour 20 espèces sur le site internet de l'ORB Centre<sup>19</sup>. Cet atlas régional est découpé en atlas départementaux dont les avancées varient d'un atlas à l'autre. Ainsi, celui du Loiret était encore en préparation en mars 2018 (**figure 71**). De fait, cela démontre que la conservation des amphibiens et de leurs habitats représente un enjeu environnemental pour la région Centre.

<sup>19</sup> <http://www.observatoire-biodiversite-centre.fr/avancement-du-projet-datlas-r%C3%A9gional-amphibiens-et-reptiles-en-centre-val-de-loire>

Figure 71 : État des atlas départementaux amphibiens et reptiles en région Centre Val-de-Loire en mars 2018



Source : Marques et Sansault, 2018

Cependant, les entretiens menés auprès des élus locaux montrent qu'ils ne perçoivent pas la question de la préservation des amphibiens comme un enjeu de biodiversité local à proprement parler. Si certains en ont déjà observé, ils ne les envisagent pas comme un enjeu majeur (**encart 14**) nécessitant une prise en charge. Plusieurs élus font également remarquer l'absence d'information ou de connaissance sur ce sujet (**encart 14 – E1 et E4**). Cependant, lorsqu'ils évoquent les enjeux généraux de biodiversité sur leur territoire, nombreux sont les élus à noter une faible densité d'espaces forestiers et la disparition des mares agricoles, soit des habitats propices aux développements des amphibiens. Ainsi, si ces taxons en particulier ne sont pas directement identifiés comme un enjeu de biodiversité local, leurs habitats en revanche sont perçus comme nécessitant une prise en charge.

Au contraire, pour les acteurs associatifs il existe un fort enjeu « amphibien » sur le territoire loirétain. Plusieurs évoquent ainsi la disparition ou l'arrivée de telle ou telle espèce (**encart 15**).

Encart 14

**Question : Les amphibiens font-ils partie des grands enjeux de biodiversité sur votre territoire ?**

E1 : « Non pas vraiment ; enfin je n'en ai pas connaissance. »

E2 : « Non, ça ne me dit rien. »

E3 : « Je vais souvent me balader le long du Canal [de Briare] et on les voit, on les entend. Je suppose que le long du Solin il doit y en avoir. »

E4 : « Non je ne sais pas, je n'en ai pas vraiment entendu parler. »

E5 : « Non ».

Encart 15

A1 : « Aujourd'hui, on est beaucoup sur le Pélobate brun. »

A2 : « On a la plus grosse population de Pélobate brun qui est arrivée dans le Loiret et on a probablement perdu le Sonneur à ventre jaune. »

---

De fait, comme pour les élus, cet enjeu « amphibien » est associé à une régression qualitative et quantitative de leurs habitats, notamment aquatiques. La dégradation, voire la disparition, des mares sont évoquées comme la conséquence d'une modification globale des modes d'occupation et d'usage du sol, ainsi que de l'absence constatée de plan de gestion de ces espèces ou de ces habitats (**encart 16**).

---

Encart 16

A1 : « Déjà, à l'échelle nationale, on observe une diminution de l'ordre de 50 % de zones humides ces 30 dernières années, à cause d'une matrice agricole totalement simplifiée. »

« On n'entend pas parler de gestion des amphibiens, et encore moins de plan de gestion. »

A2 : « On a une gestion des zones humides qui est catastrophique. Il n'y a plus de vidange des plans d'eau. On a moins de zones humides, ce qui veut dire moins d'amphibiens. »

A3 : « Avec l'agriculture intensive, on constate des comblements et des destructions volontaires de zones humides. Quand les gens font des travaux, ils comblent les mares avec des remblais. »

---

Pour les acteurs institutionnels, les enjeux de biodiversité sont appréhendés de façon plus globale. Les objectifs affichés, loin de se concentrer sur un milieu ou une espèce en particulier, concernent aussi bien la préservation de la biodiversité « ordinaire » (Godet, 2010 ; Couvet et



Vandevelde, 2014) que la biodiversité « remarquable », que la gestion des espèces « invasives » ou « exotiques », ainsi que la sensibilisation des populations locales à la préservation des habitats naturels. Cependant, les sites de protection réglementaire, tels que les sites Natura 2000, les réserves de biotopes ou les espaces naturels sensibles, restent globalement davantage au cœur des discours.

Au regard de ces entretiens, on constate donc que le registre auquel se réfèrent les acteurs loirétains quand ils abordent les questions de biodiversité varie d'un type d'acteurs à un autre. Il est ainsi possible de distinguer deux modèles de représentations (Maillefert et Merlin-Brogniart, 2016) bien distincts. Les élus locaux semblent ainsi caractériser par une vision plutôt anthropocentrée de la biodiversité. La manière dont ces acteurs abordent les activités agricoles, de chasse ou de pêche, montrent que la biodiversité est envisagée sous le prisme d'une nature au service de l'homme, au service de son bien-être (divertissement), de l'économie (patrimoine agricole). De plus, la gestion de cette biodiversité est perçue le plus souvent comme contraignante (comme l'obligation de limitation des produits phytosanitaires). Les indicateurs de sa richesse se limitent à l'abondance des espèces exploitées, notamment les espèces chassées.

A l'inverse, les acteurs associatifs et les acteurs institutionnels répondent davantage à une vision écocentrée de la biodiversité suivant laquelle les activités humaines sont envisagées à travers leurs impacts sur les espèces et les milieux naturels. Si pour les acteurs institutionnels, la priorité est donnée aux espèces remarquables comme, dans le cas du Loiret, le Pélobate brun (*Pelobates fuscus*), les acteurs associatifs pointent le manque d'actions concrètes et les impacts croissants des activités humaines sur les amphibiens et leurs habitats, notamment sur les milieux humides.

Après l'examen des fortes oppositions dans les modèles de représentation de la biodiversité chez les acteurs loirétains, on peut se demander si les discours sont aussi discordants lorsqu'il s'agit d'aborder la manière dont les acteurs locaux se représentent l'infrastructure autoroutière qui traverse leur territoire (ici l'A77) et son rôle dans les enjeux de biodiversité précédemment identifiés. La question est ici de savoir si les bassins autoroutiers peuvent être envisagés par les acteurs interrogés comme de véritables motifs environnementaux, c'est-à-dire dans notre cas comme des sites de reproduction pour les amphibiens, et par conséquent la société autoroutière comme un potentiel partenaire de gestion de la biodiversité locale. De leur côté, il semble nécessaire de comprendre dans quel modèle de représentation de la biodiversité (Maillefert et Merlin-Brogniart, 2016) s'intègrent les gestionnaires autoroutiers. Comment perçoivent-ils ces

amphibiens qui colonisent leurs bassins autoroutiers et comment envisagent-ils leur gestion, au regard des pratiques d'entretien des bassins déjà mises en place ?

## **2. Bassin autoroutier : un motif environnemental dans le Loiret ?**

Comme détaillé dans le chapitre précédent, la dynamique d'intégration des accotements d'infrastructures de transport dans les continuités écologiques peut être impulsée par les documents d'identification et de planification de la TVB régionale. Dans le SRCE de la région Centre, les infrastructures de transport sont, comme dans le SRCE auvergnat, appréhendées en premier lieu à travers leurs effets de fragmentation. Dans le volume relatif à l'identification des composantes de la TVB régionale, un chapitre est consacré aux impacts des infrastructures de transport sur la biodiversité et, notamment, sur la « *mise en évidence des intersections [des continuités écologiques] avec les infrastructures terrestres* » (DREAL Centre, 2014b). On peut ainsi lire que « *les grandes infrastructures routières et ferrées qui parcourent le territoire du Centre peuvent générer, à leurs intersections avec les corridors du SRCE, des points de conflits. Ceux-ci peuvent être de nature à altérer durablement la fonctionnalité écologique de certains territoires* » (DREAL Centre, 2014c).

Cependant, dans le même volume, il est précisé que « *les dépendances routières peuvent aussi représenter une opportunité pour le maintien de nombreuses espèces de plantes, d'insectes, de mammifères et d'oiseaux* ». Le document indique que ces accotements « *sont des milieux refuges pour la faune et la flore surtout dans les paysages agricoles d'openfields et ont également un rôle de corridor non négligeable pour beaucoup d'espèces* », rappelant que « *ces fonctions de refuge et de corridor sont néanmoins dépendantes de la bonne qualité du milieu et donc de pratiques de gestion adaptées, incluant les enjeux de sécurité et économiques inhérents à ces espaces : fauchage tardif, gestion différenciée des portions de l'accotement...* » (DREAL Centre, 2014c). De fait, on constate que, dans le cas du Loiret, le contexte politique dans lequel pourrait s'inscrire un SSE BAT semble, comme dans l'Allier, assez propice à une prise en compte des emprises de ces infrastructures en tant qu'éléments potentiellement favorables aux enjeux de biodiversité, dont la conservation des amphibiens. Par conséquent, il s'agit ici de vérifier l'influence de ces documents sur la manière dont les acteurs du territoire se représentent les infrastructures de transport, et en particulier les bassins autoroutiers, au regard de la conservation des amphibiens.

## 2.1. Les représentations de l'A77 par les acteurs du territoire loirétain

Lorsque je les interroge sur la manière dont ils se représentent l'autoroute A77, la grande majorité des acteurs locaux se montrent négatifs ou, au mieux, indifférents, se référant en grande partie aux tensions passées concernant sa construction. Lors de sa construction au début des années 2000, l'infrastructure autoroutière a en effet suscité de nombreux débats, voire engendré des tensions au sein des territoires qu'elle traverse. Les acteurs interrogés soulignent les impacts que l'implantation de cette infrastructure a engendré sur leur territoire, par sa taille (**encart 17 – E1**), son emplacement (**encart 17 – E3**), mais également par les bouleversements économiques et sociaux qu'elle a pu engendrer, notamment sur les exploitations agricoles (**encart 17 – AI3**).

---

### Encart 17

E1 : « *Ce genre d'infrastructure, ça prend de la place. Tous les 100 mètres, ça prend au moins un hectare, avec les échangeurs et tout.* »

E3 : « *Je sais que l'ancien maire a participé au débat lors de la construction de l'autoroute. Il fallait bien que l'autoroute passe quelque part, mais personne n'en voulait sur son territoire.* »

E5 : « *Quand l'autoroute s'est implantée, il y a eu des levées de boucliers.* »

A1 : « *Quand il y a un projet d'infrastructure, ce qui est au cœur des débats, c'est de savoir chez qui ils vont passer ou pas. [...] Nous en tant qu'association, on avait dit, on n'en veut pas du tout.* »

A3 : « *C'est une source de discorde entre les habitants quand une autoroute est prévue sur un territoire.* »

AI3 : « *Quand l'autoroute s'est installée, il a fallu considérer les assolements, les exploitations présentes et trouver un compromis avec les agriculteurs. Ça passe par du remembrement ou de l'expropriation.* »

---

Néanmoins, aujourd'hui, la perception de cette autoroute par les élus locaux semble plutôt dépendre de la situation de la commune vis-à-vis de l'infrastructure, notamment en termes de desserte. Pour les communes non pourvues de sorties autoroutières, l'impact économique de l'infrastructure semble assez faible, et cette dernière est alors perçue comme faisant simplement partie du paysage, aucun impact environnemental n'étant évoqué (**encart 18**). Pour d'autres communes, si un accès plus direct et plus rapide vers Paris (**encart 19 – E4**) était apparu, à la construction de l'autoroute, comme un enjeu économique important pouvant permettre de

redynamiser les communes concernées, la plupart font le constat d'une dynamisation très restreinte, à proximité de l'échangeur ou de la sortie concernée (**encart 19 – E3**).

---

*Encart 18*

E1 : « *Quand l'autoroute a été faite, on pensait que ça allait avoir un impact sur notre région. On s'attendait à voir des parisiens acheter dans la commune et continuer à travailler sur Paris. On a quelques entreprises qui viennent de temps en temps, mais ça n'a pas eu réellement l'impact économique qu'on attendait.* »

E2 : « *L'autoroute, on ne la ressent pas comme une dynamique de notre territoire, contrairement à des communes qui ont des sorties.* »

E5 : « *Pour l'instant, l'autoroute ne nous apporte rien. Nous n'avons pas de sortie d'autoroute.* »

*Encart 19*

E3 : « *Pour nous, finalement, ça [l'autoroute] a été une bonne chose parce que ça garantissait l'avenir de la zone à proximité de l'échangeur.* »

E4 : « *L'autoroute a quand même apporté quelque chose d'important, c'est la rapidité et la facilité pour se rendre en région parisienne. Beaucoup d'habitants de la commune vont travailler tous les jours à Paris. [...] Les petites industries de la zone artisanale vont aussi livrer en Île-de-France.* »

---

Toutefois si l'impact économique semble plus faible qu'attendu, les désagréments semblent aussi minimaux, plusieurs élus évoquant une pollution sonore inexistante du fait de l'éloignement de l'autoroute vis-à-vis du village, de sa construction dans une cuvette et du faible trafic (**encart 20**).

---

*Encart 20*

E2 : « *Au niveau sonore, on ne la ressent pas parce qu'elle est à plusieurs kilomètres du village. Et puis, elle est dans une cuvette donc le son ne passe pas.* »

E3 : « *Niveau nuisance, on n'en a pas parce qu'elle est en contrebas. Et puis ce n'est pas l'A6 niveau circulation.* »

---

À l'inverse, les impacts environnementaux de l'autoroute sont régulièrement évoqués par les acteurs associatifs et acteurs institutionnels, qui soulignent les effets de destruction (**encart 21 – AI3**) et de fragmentation (**encart 21 – A1**) des milieux naturels, ainsi que sa participation à un processus plus global d'artificialisation des milieux (**encart 21 – A2**).

---

*Encart 21*

*A1 : « Moi je m'intéresse un peu à tout (insectes, poissons, mollusques) et c'est ce tout qui se réduit à cause des infrastructures routières, autoroutières ou ferroviaires. »*

*A2 : « C'est un aménagement linéaire donc elle participe à l'artificialisation du milieu et au cloisonnement de l'espace. »*

*A3 : « Aujourd'hui l'urbanisation pose un problème, ainsi que les voies de transport. »*

*AI3 : « L'enjeu c'est le risque d'atteinte aux sites de vie. Je pense en particulier aux zones humides. Il faut faire des études qui visent notamment à vérifier l'impact d'un projet [autoroutier] sur l'eau et l'environnement. »*

---

L'infrastructure autoroutière est également évoquée comme une perturbation pour l'agriculture locale parce qu'elle constitue une emprise au sol conséquente qui réduit les surfaces cultivables et bouleverse le parcellaire et les pratiques agricoles malgré le remembrement ; les compensations n'étant pas jugées toujours pertinentes (**encart 22 – AI3**). Enfin, ces acteurs pointent les effets de dispersion d'espèces invasives liés à l'infrastructure et leurs conséquences sur les cultures adjacentes (**encart 22 – AI4**).

---

*Encart 22*

*AI3 : « Quand un projet [d'autoroute] arrive sur le territoire, on étudie son impact sur l'agriculture locale avec des compensations agricoles à identifier. [...] Quoi qu'il en soit, c'est du terrain agricole en moins. »*

*AI4 : « Au niveau des autoroutes, on parle surtout de la problématique du broyage des chardons. Sur les accotements des autoroutes, il y a une grande dissémination des graines de chardons. C'est une plante vivace. Le problème c'est que les autoroutes laissent les chardons monter à graine et cela se dissémine dans l'ensemble des parcelles voisines de l'autoroute. Il y a une remontée des agriculteurs à ce niveau-là. »*

---

Ainsi, si pour les élus locaux la question des impacts de l'autoroute sur le territoire est surtout d'ordre économique, au sein des acteurs associatifs et institutionnels plusieurs sont ceux à l'envisager comme un problème vis-à-vis de la biodiversité. De fait, aucun acteur interrogé n'envisage spontanément l'infrastructure comme une source d'habitat potentiel pour la faune locale.

## 2.2. Fonctions et fonctionnalités des bassins autoroutiers pour les acteurs locaux

Concernant les bassins autoroutiers, si leur présence est connue de tous les acteurs locaux interrogés (élus, acteurs institutionnels, associations), leurs fonctions et fonctionnement le sont beaucoup moins. La fonction de confinement et de traitement des pollutions issues de la chaussée des bassins est citée par six des onze acteurs interrogés, appartenant à toutes les catégories, au travers d'expressions s'y approchant telles que « *éviter la pollution des nappes* », « *récupération des hydrocarbures* », « *récupération des métaux lourds* », « *l'eau de voirie qui est filtrée* », « *anti-pollution* ». La fonction anti-inondation est envisagée par trois des onze acteurs sous la forme d'expressions telles que « *rétenion d'eau* », « *drainage des nappes* », « *empêcher les inondations* », deux de ces trois acteurs citant les deux fonctions conjointement. Enfin, pour les trois acteurs restants, un a répondu ne pas savoir et deux ont supposé une fonction anti-incendie.

Pour les élus, les bassins autoroutiers ne présentent à ce jour qu'un rôle « *limité* » pour la biodiversité (**encart 23 – E5**). En effet, pour les élus ayant identifié la fonction anti-pollution, les bassins jouent en premier lieu un rôle de protection des milieux contre la pollution autoroutière, l'un d'entre eux évoquant la présence d'amphibiens comme un indicateur de la bonne qualité de l'eau. Pour ces acteurs, le passage à la culture intensive a entraîné la disparition de bosquets, de haies et de mares. La présence d'eau dans les bassins est ainsi présentée par certains comme un facteur expliquant la présence de plusieurs groupes d'espèces dont les habitats ont été fortement réduits (**encart 23 – E1**). Sont ainsi cités les canards, les insectes et les amphibiens. Cependant, selon les élus, cette capacité d'accueil des bassins autoroutiers reste limitée, par la présence de grillage tout d'abord, empêchant la grande faune d'y accéder, mais également à proximité directe, de sites « *écologiquement plus intéressants* » tels que les rivières (**encart 23**).

## Encart 23

E1 : « *C'est de l'eau stagnante donc il y a plein de bestioles [dans les bassins]. Là c'est différent, il [le bassin] est proche de la rivière. Mais au milieu des champs, ça peut être bien, surtout avec la disparition de mares agricoles.* »

E3 : « *Le long des cours d'eau, vous avez des grenouilles, des canards, des hérons, tout ce qui est lié à l'eau. Je ne vois pas le plus qu'ils [les bassins] apporteraient.* »

E4 : « *Vu le sujet de votre étude, je suppose qu'il y a des amphibiens qui se reproduisent dans les bassins. Je pense que c'est assez bien, c'est que l'eau est saine.* »

E5 : « *À mon avis, s'ils peuvent être utiles à la biodiversité, ce sera une biodiversité limitée. A savoir que ces bassins sont protégés par des grillages donc il peut y avoir le développement de batraciens ou de canards. Mais si vous prenez la faune comme les sangliers, c'est quand même limité. Peut-être quelques insectes mais ça reste restreint.* »

Lorsque les acteurs associatifs sont questionnés sur le rôle potentiel des bassins autoroutiers pour la biodiversité, les réponses sont mitigées. Tous commencent par évoquer la possibilité que ces bassins constituent des refuges potentiels (**encart 24 – A1**), ce rôle positif potentiel étant expliqué par l'apport en eau que ces bassins représentent dans des zones dominées par l'agriculture intensive et où les mares agricoles ont été peu à peu comblées (**encart 24 – A1**). Ces bassins sont ainsi comparés à des milieux pionniers, bénéfiques pour certaines espèces d'amphibiens mais également pour d'autres taxons comme les odonates (**encart 24 – A3**). L'un des acteurs interrogés s'appuie également sur une étude réalisée sur une autre infrastructure pour souligner la capacité de ces bassins à accueillir des espèces qui n'avaient pas été inventoriées jusqu'alors sur le territoire (**encart 24 – A2**).

## Encart 24

A1 : « *Dans les milieux comme la Beauce, ils ont apporté de l'eau. [...] Ces bassins, ça peut créer des mares.* »

A2 : « *Dans certaines zones, les bassins autoroutiers et les mares de village sont les dernières zones humides du département. Après ce n'est que de l'openfield. [...] On a des collègues qui ont travaillé sur des bassins autoroutiers de l'A10. Ils ont trouvé du Triton crêté, une espèce qui n'était pas connue dans la région.* »

A3 : « *Je sais que ces bassins jouent un rôle de milieux pionniers qui peuvent être favorables à une certaine biodiversité. [...] Ceux sont des milieux avec un beau potentiel.* »

Cependant, tous nuancent ensuite ce rôle. Les bassins sont parfois conçus en bâches plastiques ou en pente raide. Ces types particuliers de bassins sont alors jugés inadaptés à l'accueil de la biodiversité, voire considérés comme des « pièges écologiques » par l'un des acteurs interrogés (**encart 25 – A2**). La présence d'algues en trop grande quantité ainsi que la présence de poissons, prédateurs des œufs et des larves, sont également évoquées comme des limites au rôle de refuge des bassins autoroutiers pour les amphibiens (**encart 25 – A1**). Pour l'un des acteurs, les bassins autoroutiers peuvent constituer des sites favorables pour certaines espèces et défavorables pour d'autres, en fonction de l'écologie des espèces concernées. La présence temporaire ou permanente d'eau dans le bassin, la densité de végétation héliophyte et aquatique ainsi que la qualité de l'eau pourraient déterminer, en fonction de leur variation, la présence d'une espèce ou d'une autre (**encart 25 – A3**).

---

*Encart 25*

A1 : « Les algues ça peut être un inconvénient pour les pontes parce que ça peut les étouffer quand il y en a trop. Après, pour moi, ce qui est déterminant, c'est la présence ou l'absence de poissons qui joue un rôle pour les amphibiens dans les bassins. »

A2 : « Ces bassins ne sont pas construits, élaborés ou réfléchis pour accueillir une biodiversité maximale. Ce sont souvent des bassins avec des bâches et ce sont des pièges pour les amphibiens. »

A3 : « Je sais qu'un bassin qui n'a pas du tout de végétation aquatique sera moins favorable aux odonates. Pour les amphibiens, ce sera favorable à des espèces, et moins à d'autres. Ça dépend des espèces et de l'évolution du bassin. »

---

Enfin, parmi les acteurs institutionnels interrogés, un seul envisage les bassins autoroutiers comme de potentiels sites de biodiversité. Cependant, pour cet acteur, c'est le fait que ces bassins présentent des caractéristiques écologiques différentes des milieux traversés (ici agricoles) qui en fait des milieux intéressants car ils permettent, selon lui, l'introduction d'espèces non-répertoriées jusqu'alors sur le territoire (**encart 26**).

---

*Encart 26*

AI3 : « Un bassin de stockage d'eau, quel qu'il soit, peut être un bassin d'accueil de pas mal de faune et flore si les conditions pédologiques s'y prêtent. Du coup, ces bassins peuvent être propices à une certaine vie aquatique, qui a la base n'était pas inféodée au territoire et qui finit par coloniser ces petits îlots. »

---



Ainsi, pour les acteurs des territoires traversés, les bassins autoroutiers pourraient compenser la disparition des mares agricoles et constituer de potentielles continuités écologiques dans les zones d'agriculture intensive. Cependant, lorsqu'ils se situent à proximité d'un cours d'eau ou d'une zone humide « naturelle » et/ou parce qu'ils sont entourés de grillage, ces bassins ne pourraient jouer qu'un rôle limité pour la biodiversité. Néanmoins, comme évoqué dans les chapitres précédents, la gestion des amphibiens colonisant les bassins autoroutiers dépend en grande partie des pratiques d'entretien mises en place au sein même de l'infrastructure. On peut alors s'interroger sur la perception qu'ont les gestionnaires autoroutiers de leur propre infrastructure, et en particulier des bassins qu'ils entretiennent, vis-à-vis de la biodiversité. Envisagent-ils leurs ouvrages comme des motifs environnementaux, des sites potentiels d'accueil de la biodiversité au sein desquels il serait nécessaire d'adapter les pratiques de gestion ?

### **2.3. Amphibiens et biodiversité : entre contrainte et atout pour les gestionnaires autoroutiers**

Comme pour les acteurs locaux, saisir les intérêts, les impératifs et les manières d'opérer des gestionnaires autoroutiers nécessite d'analyser leur perception de la biodiversité, et ce dans un objectif de mise en lumière des freins et des leviers pouvant contribuer, peut-être, à l'amorce d'un processus de construction de partenariat pour la gestion des amphibiens et de leurs habitats, dans et à proximité des bassins autoroutiers. Comment les gestionnaires autoroutiers perçoivent-ils la biodiversité qui se développe sur les accotements et dans les bassins d'eaux pluviales ? Y voient-ils une contrainte ou plutôt un atout pour la société d'autoroute ?

Selon les agents APRR, la protection de l'environnement et de la biodiversité fait partie intégrante de la politique de la société autoroutière (**encart 27**). La mise en place d'un pôle environnement, chargé d'accompagner et de conseiller les districts sur ces questions, d'un point de vue à la fois technique et réglementaire, est un des piliers de cette politique environnementale. Selon un des agents APRR interrogés, les thématiques prises en charge par ce service sont diverses, de la gestion des eaux pluviales à la préservation de la biodiversité, en passant par la gestion des eaux usées, des déchets et les questions des nuisances sonores. Selon les agents APRR interrogés, en raison de contraintes réglementaires mais également par volonté de nuancer une image de « *pollueur* », la société autoroutière s'inscrit dans une démarche de protection de l'environnement dans tous ses domaines de compétences. La société autoroutière

applique ainsi une démarche de non-utilisation de produits phytosanitaires et une gestion différenciée sur ces accotements végétalisés.

---

*Encart 27*

APRR 2 : « *APRR a déjà une démarche de préservation de la biodiversité. Dans n'importe quelle phase de chantier ou travaux, c'est déjà pris en considération.* »

APRR 3 : « *La société APRR fera tout ce qu'elle peut en faveur de l'environnement. C'est dans les priorités de l'entreprise.* »

APRR 4 : « *Quand on a des choix à faire, on se renseigne sur la législation environnementale. On a un appui du service environnement.* »

---

De plus, lorsque j'évoque avec les agents APRR les enjeux de biodiversité sur leur infrastructure, tous commencent par souligner qu'ils ont constaté la présence d'une grande diversité d'espèces sur les emprises, et plus précisément dans les bassins autoroutiers (**encart 28**). Oiseaux, poissons, amphibiens, petits mammifères sont autant de taxons observés par les agents et pour lesquels ils s'interrogent, au sein de leurs districts, sur les mesures à mettre en place, et surtout, sur les objectifs de ces mesures, notamment au regard de la législation relative à la protection des espèces animales et des milieux naturels. Cette présence animale est parfois évoquée comme une contrainte technique, du fait de l'impact des animaux sur les berges en terre et la structure des bassins, comme c'est le cas pour les ragondins (**encart 28 – APRR2**). Les amphibiens, eux, sans être évoqués comme une contrainte, semblent déterminer les périodes ou le type de curages effectués dans certains bassins (**encart 28 – APRR1 – 2°§**).

---

*Encart 28*

APRR 1 : « *Oui surtout des amphibiens. [...] Lorsqu'on a de la petite faune comme des amphibiens, on va essayer d'éviter les curages pendant les périodes de présence. Sinon, on peut aussi curer qu'une partie du bassin, pour laisser l'autre partie en zone refuge.* »

APRR 2 : « *Les ragondins c'est un vrai souci. Ils font des dégâts sur la structure des bassins.* »

APRR 3 : « *On a des amphibiens, des ragondins, des carpes, des hérons et des canards.* »

APRR 4 : « *On observe beaucoup d'oiseaux (canard, échassiers, poules d'eau), des rongeurs (rats gris, ragondins, mulots, lapins), de poissons, des écrevisses, des serpents et des amphibiens.* »

APRR 5 : « *Ça [les bassins] peut apporter pas mal d'animaux : poissons, grenouilles, canards...* »

---

L'existence potentielle d'une concentration importante de polluants dans les bassins autoroutiers pose également question aux gestionnaires autoroutiers vis-à-vis des espèces qui les colonisent. La présence des amphibiens, ainsi que des autres taxons évoqués, est ainsi perçue par les agents APRR comme un indicateur de la bonne qualité de l'eau (**encart 29**), un atout pour des infrastructures évoquées le plus souvent pour leurs impacts négatifs sur les écosystèmes (**encart 29 – APRR 3**).

---

*Encart 29*

APRR 1 : « *Ils [les amphibiens] sont les bienvenus. Par leur présence, ils nous rassurent. S'ils viennent, c'est qu'ils trouvent le milieu à leur goût et que l'eau qu'on trouve dans ces milieux est acceptable pour ces populations.* »

APRR 2 : « *La présence de végétation et d'animaux, c'est peut-être un signe que nos eaux sont bien traitées et propres, un signe de bonne santé du bassin.* »

APRR 3 : « *Un bassin où il y a des plantes, des insectes, des poissons, des amphibiens, c'est un bassin qui vit.* »

« *L'autoroute peut avoir une image d'un milieu assez polluant. Que ce soit les amphibiens, ou toutes autres espèces animales, ça prouve qu'on ne pollue peut-être pas tant que ça, et c'est plutôt un atout pour nous.* »

---

La présence de végétation est également considérée à la fois comme une contrainte et un atout par les agents APRR interrogés. Ainsi, une quantité trop importante de végétation dans un bassin peut gêner son fonctionnement, notamment son rôle d'écrêtement des événements pluvieux importants, parce qu'elle limite la capacité d'accueil du bassin, ou parce qu'elle peut se mélanger à une pollution accidentelle, rendant le traitement de cette pollution plus compliqué (**encart 30**). Cependant, la présence de végétation est interprétée par beaucoup d'agents comme un atout. Elle sert ainsi d'indicateur de fonctionnement d'un bassin, de la présence d'eau à un moment donné dans le bassin, cet indicateur étant évalué lorsque ce dernier est vide lors de la visite de contrôle. Elle est également perçue comme un support à la fonction anti-pollution des bassins, en ralentissant l'écoulement de la pollution dans les fossés d'alimentation, ou en filtrant l'eau lorsqu'elle est implantée dans le bassin (**encart 31**).

Encart 30

APRR 1 : « Les plantes peuvent gêner le fonctionnement d'un bassin s'il y en a trop. Les bassins sont dimensionnés pour écrêter certains événements pluvieux. Si le volume prévu est occupé par de la végétation, le bassin ne peut pas jouer son rôle anti-inondation correctement. »

« Lors d'une pollution accidentelle, la végétation et les boues peuvent se mélanger à la pollution et on aura beaucoup de difficultés à récupérer cette pollution et à la traiter. »

Encart 31

APRR 1 : « La présence de végétation peut être un bon indicateur d'une présence d'eau dans le bassin. On sait qu'il y a eu de l'eau, même s'il n'y en a pas le jour de la visite. »

« La végétation peut aussi nous aider. Elle peut ralentir l'écoulement dans le bassin, et donc freiner une pollution accidentelle. Elle peut aussi nous aider sur la pollution chronique, car certaines plantes peuvent être filtrantes et fixer certains métaux lourds. »

APRR 2 : « La présence de végétation dans le bassin n'est pas une gêne, au contraire. Je dirais même que les joncs sont des filtres naturels. »

APRR 3 : « La présence d'herbe autour d'un bassin, notamment dans les fossés, peut permettre un écoulement plus lent de l'eau. Si ça arrive trop vite, on a un risque d'effondrement des parois. »

APRR4 : « Quand on cure un bassin qui est plein de jonc, on essaye de garder une petite zone au niveau de la sortie, pour garder l'effet de filtre. »

APRR 5 : « Ce n'est pas une gêne. Ça peut aider à filtrer l'eau. »

---

La biodiversité, et plus généralement la protection de l'environnement, font donc partie intégrante de la politique générale de l'entreprise APRR, par obligation réglementaire mais également par volonté de changer l'image de l'entreprise vis-à-vis du public et des usagers. Cette politique se traduit par l'existence d'un pôle de conseil et d'assistance aux districts, spécialisé dans les questions environnementales, et par la mise en place de mesures de protections des milieux naturels et des populations dans tous les domaines d'action de l'entreprise.

Si pour les agents APRR la gestion de la biodiversité sur les emprises autoroutières est perçue comme une contrainte technique, elle est également mentionnée comme un atout opérationnel, indicatrice de présence d'eau et potentiellement révélatrice d'une bonne qualité des eaux de ruissellement. La diversité d'espèces observées est également perçue comme un atout communicationnel dans l'amélioration de l'image de l'entreprise. Ainsi, les agents APRR

agissant sur l'autoroute A77 semblent totalement en capacité d'envisager les bassins autoroutiers comme des sites de biodiversité potentiels, soulignant cependant la nécessité de prendre en compte les obligations réglementaires et opérationnelles inhérentes à ces ouvrages dans le processus d'adaptation des pratiques de gestion en faveur d'une gestion plus écologique. Ils semblent alors s'inscrire dans un modèle de représentation de la biodiversité axé sur la cohabitation entre les activités humaines et les éléments naturels, notamment à travers la recherche d'un équilibre entre les pratiques d'entretien inhérentes à la fonction première des bassins autoroutiers et les potentielles fonctionnalités écologiques de leurs ouvrages.

Cependant, comme l'a affirmé l'agent du CPIE Clermont-Dôme au sujet du partenariat noué dans l'Allier avec la société APRR, l'émergence d'un tel projet dépend également de la manière dont chaque acteur appréhende le fait de s'allier avec un acteur qu'il considère historiquement comme agissant en opposition à leurs propres actions. De fait, agir de concert pour la préservation de la nature, au-delà des enjeux et problématiques de chacun, revient à reconnaître la nécessité d'une solidarité écologique (Mathevet *et al.*, 2012 ; Mathevet, 2012). Il s'agit donc maintenant d'examiner la manière dont les acteurs interrogés envisagent ou non une solidarité écologique entre leurs territoires d'action. Quelles relations entretiennent-ils avec leurs voisins pour gérer la biodiversité et dans quelles mesures se projettent-ils dans un possible partenariat pour la gestion des amphibiens colonisant les bassins autoroutiers ?

### **3. Envisager la solidarité écologique : du fait à l'action**

Comme détaillé dans le chapitre 7, penser la solidarité écologique entre les territoires suppose d'envisager à la fois une « *solidarité de fait* » et une « *solidarité d'action* » (Mathevet *et al.*, 2010). Dans le cas qui nous occupe, cela suppose pour les différents acteurs d'identifier les liens fonctionnels entre les emprises autoroutières et les territoires adjacents et de se projeter dans une action commune, concertée, de conservation voire d'accentuation de ces liens fonctionnels.

Par conséquent, il s'agit d'identifier les acteurs loirétains susceptibles d'appréhender les bassins autoroutiers et les milieux adjacents comme des éléments constitutifs d'une seule entité, celle d'une unité fonctionnelle regroupant l'ensemble des milieux utilisés par les amphibiens et d'envisager les acteurs des territoires voisins comme de potentiels partenaires dans ce projet d'action commune.

### 3.1. Appréhender les liens fonctionnels entre autoroute et territoires adjacents

Comme on a pu le voir précédemment (2.2.), parmi les acteurs interrogés, les élus locaux et les acteurs institutionnels sont les acteurs les moins susceptibles d'envisager des liens fonctionnels entre les bassins autoroutiers et les territoires situés à proximité, notamment parce que la plupart appréhendent ces bassins comme des milieux aux capacités limitées pour accueillir la biodiversité. De fait, aucun élu ou acteur institutionnel n'a évoqué une potentielle connectivité entre les amphibiens présents dans les bassins autoroutiers et les milieux à proximité, hormis le premier élu interrogé qui évoque les effets négatifs de ces ouvrages lorsqu'ils sont situés à proximité d'un milieu potentiellement plus favorable, comme une rivière, suggérant ainsi un effet de piège écologique.

À l'inverse, comme nous avons pu le voir précédemment, tous les acteurs associatifs interrogés attribuent des fonctionnalités écologiques aux bassins autoroutiers, notamment en tant que refuges pour les amphibiens qui les colonisent (voir 2.2.). Les entretiens montrent également que, bien que leurs propos soient nuancés par l'identification de limites inhérentes à la structure de certains types d'ouvrages (bâchés ou bétonnés), tous identifient des liens fonctionnels potentiels entre les bassins autoroutiers – et *a fortiori* les emprises autoroutières – et les territoires situés à proximité. Ainsi, on peut considérer que l'acteur associatif n°1 identifie indirectement une continuité écologique entre l'infrastructure et les milieux traversés en soulignant la capacité des bassins autoroutiers à fournir un habitat à ces espèces dans des régions où ces habitats se font de plus en plus rares (**encart 32 – A1**).

---

#### Encart 32

A1 : « L'A77 traverse des régions naturelles, donc les bassins ont au moins récupéré les espèces qu'il y avait dans ces régions, des espèces qu'on a failli perdre parce qu'ils ont comblé les mares. En Beauce, c'est de la plaine céréalière donc, dans cette région, les bassins ne peuvent qu'enrichir le milieu. »

A2 : « Ça peut faire office de continuités écologiques parce qu'on peut avoir des mares ou des zones humides fonctionnelles ou dégradées en périphérie de ces bassins. »

A3 : « Je serais intéressé d'avoir des informations sur les corridors, de savoir si les bassins sont connectés avec d'autres bassins, ou avec des sites à proximité. Au final, ils pourraient jouer un nouveau rôle pour les amphibiens. »

---

Néanmoins, les deux autres acteurs associatifs rencontrés expriment plus explicitement cette relation en suggérant que les bassins autoroutiers peuvent participer aux continuités écologiques favorables aux amphibiens de par leur proximité avec des habitats aquatiques (**encart 32 – A2**), comme cela a pu être démontré dans le chapitre 5 de cette thèse. De plus, si ces acteurs associatifs reconnaissent ces liens de connectivité entre l'infrastructure et les milieux qu'elle traverse, l'un d'entre eux suggère que ces bassins pourraient également participer à une connectivité longitudinale, envisageant ainsi les emprises de l'infrastructure comme de potentiels corridors de déplacement pour ces espèces (**encart 32 – A3**).

Pour les gestionnaires autoroutiers, des liens écologiques entre l'autoroute et les territoires traversés sont globalement bien identifiés. Ainsi, certains agents de la société autoroutière évoquent le potentiel rôle de refuge des bassins autoroutiers, en faisant le lien entre ce rôle et la disponibilité d'habitats à proximité (**encart 33 – APRR 1 et APRR 4, 2<sup>e</sup>§**). Cependant, aux yeux de ces gestionnaires, ces liens ne sont pas toujours positifs. Quand certains soulignent « l'envahissement » des emprises par la végétation issue des milieux adjacents (**encart 33 – APRR 4**), d'autres relèvent les impacts de l'infrastructure sur les continuités écologiques, évoquant notamment les difficultés rencontrées par les animaux pour traverser l'infrastructure ainsi que les aménagements mis en place pour y remédier (**encart 33 – APRR 5**).

---

*Encart 33*

APRR 1 : « *On est sur des espèces plutôt pionnières, et nos bassins sont des zones refuges dans des milieux où il y a de moins en moins de mares* »

APRR 4 : « *L'entretien principal d'un bassin, c'est gérer l'envahissement des ronces, des ligneux.* »

« *C'est important de maintenir les bassins en bon état parce que tant qu'ils ne sont pas pollués par une pollution accidentelle, c'est des milieux naturels dans lesquels les animaux viennent s'installer.* »

APRR 5 : « *Je pense qu'il y a un enjeu amphibiens sur l'autoroute parce qu'il y a pas mal de filets anti-batraciens et quand ils traversent l'autoroute, ils se font écraser. Après, on a des passages à faune pour laisser passer la grande faune.* »

---

Au regard des entretiens, on constate qu'une solidarité écologique « de fait » entre les emprises autoroutières et les milieux adjacents est envisagée par les gestionnaires autoroutiers comme par les acteurs associatifs présents sur les territoires traversés. Il s'agit maintenant de vérifier que ces acteurs sont en capacité de collaborer et d'élaborer un projet de gestion concertée de

ces unités fonctionnelles. Pour cela, je me suis intéressée à l'engagement des différentes parties prenantes dans les projets de territoire relatifs à la gestion de la biodiversité, ainsi qu'aux relations existantes entre ces deux groupes d'acteurs et à la manière dont chaque groupe d'acteurs se représentait l'autre partie.

### 3.2. Du voisin au partenaire : quelles interactions passées et possibles entre acteurs ?

Si, contrairement au cas d'étude dans l'Allier, aucun partenariat n'a encore été mis en place pour la gestion des amphibiens dans ou à proximité des bassins autoroutiers de l'A77, les entretiens menés auprès des acteurs loirétains montrent que quelques échanges ont lieu sur la gestion de problématiques environnementales. De fait, si les acteurs associatifs affirment n'avoir aucun échange avec les gestionnaires autoroutiers, l'un d'entre eux évoque néanmoins un processus de gestion différenciée mise en place sur une zone à proximité de l'autoroute et des problèmes liés à la grande faune pouvant, de façon très ponctuelle, abîmer les clôtures entourant l'infrastructure (**encart 34**).

---

*Encart 34*

A1 : « Non, nous non. Et on n'a pas eu de demande de leur part. »

A2 : « Les seuls contacts qu'on a avec eux, c'est sur des problèmes de grands gibiers qui abîment les clôtures. Au niveau de Dordives par exemple, on a une ballastière qui passe sous l'autoroute et, à cet endroit, on a des soucis de grande faune et de faune nocturne. On a des relations aussi avec eux sur la gestion différenciée sur ce segment-là. »

A3 : « Non je ne me rappelle pas avoir eu d'échange avec les autoroutiers. »

---

De son côté, les agents d'APRR déclarent être régulièrement en contact avec certaines communes ou entités administratives sur la gestion de l'eau (**encart 35 – APRR1**). La société a également établi des conventions de gestion avec plusieurs acteurs privés, souvent des agriculteurs, pour entretenir des parcelles dont elle est propriétaire mais qui ne sont pas situées à proximité de l'infrastructure (**encart 35 – APRR 2, 3 & 4**). Elle délivre également des autorisations de chasse sur certaines de ces parcelles (**encart 35 – APRR 5**).



## Encart 35

APRR 1 : « Sur le Loiret, on est en contact avec le SYLVO. C'est le syndicat qui gère le Loing. On est en contact avec eux parce qu'on a un projet sur le Betz, qui est un affluent du Loing et sur lequel on aimerait améliorer les rejets de l'autoroute, notamment en termes de qualité. On échange avec eux, ainsi qu'avec la mairie de la commune. »

« On travaille également avec une commune pour une étude de bassin de captage d'eau potable. Ils ont défini une zone de vulnérabilité et comme l'autoroute passe dans ce secteur, on travaille avec eux pour identifier les risques potentiels. »

APRR2 : « On a beaucoup de conventions d'établies tout autour de l'autoroute. Ces conventions sont établies par la direction générale. Souvent ce sont des parcelles un peu en dehors de l'emprise qui appartiennent à APRR, et on signe avec des gens une convention de gestion, pour de la fauche par exemple. »

APRR3 : « Ça peut être avec des agriculteurs pour couper des arbres. »

APRR 4 : « On a des conventions avec certains riverains pour entretenir les terrains qu'on peut avoir. Ça peut être de la fauche tardive, couper du bois, mettre des animaux. »

APRR5 : « Je sais qu'on a des terrains à l'extérieur. Ce que je sais, c'est qu'on a un terrain vers le PR 60 et il y a une personne qui a une autorisation de chasse dessus. »

De plus, comme dans le cas d'étude dans l'Allier, plusieurs acteurs interrogés dans le Loiret font partie du comité régional TVB de la région Centre<sup>20</sup>. C'est le cas pour la société autoroutière APRR, comme le souligne l'un des agents interrogés (**encart 36**).

## Encart 36

APRR 1 : « La région Centre a mis en place un comité de pilotage pour le suivi et la préservation de la biodiversité sur l'ensemble de la région, et nous on participe à ce comité. C'est de l'échange, du retour d'expérience pour identifier les actions en place et à venir, en faveur de la biodiversité. La base de la réflexion, c'est les corridors écologiques et le SRCE. »

Il en va de même pour plusieurs des associations rencontrées, engagées notamment dans le développement de projets d'échelle départementale ou régionale, tels qu'un observatoire

<sup>20</sup> Préfet de la région Centre et Président du Conseil régional du Centre, Arrêté portant constitution du Comité Régional "trames vertes et bleues" du Centre et désignation des membres, 15 fév. 2012, art. 3.

régional de la biodiversité, un observatoire de l'état des zones humides sur le bassin de la Loire, ou encore le plan Mares en Eure-et-Loir. Ainsi, un groupe de travail réunissant une dizaine d'associations naturalistes a été constitué au sein du pôle Faune de l'Observatoire Régional pour la Biodiversité (ORB) Centre Val-de-Loire dans l'optique de fédérer les acteurs participant aux atlas départementaux et régionaux sur les amphibiens et de mutualiser les connaissances, bien que ces derniers ne soient pas encore finalisés.

Ainsi, à la lecture des entretiens, on constate que la société APRR ainsi que certaines des associations environnementales rencontrées sont impliquées dans les réseaux d'acteurs locaux en charge de la préservation des espèces et des milieux naturels. À ce titre, il est possible que ces acteurs aient une influence sur la manière dont les infrastructures de transport sont envisagées à l'échelle régionale au regard de leurs impacts négatifs mais aussi potentiellement positifs sur la biodiversité. Cependant, ces entretiens montrent également qu'aucun échange direct n'a été engagé à l'heure actuelle sur la gestion des amphibiens ou de leurs habitats entre ces deux groupes d'acteurs. De fait, on peut émettre l'hypothèse que cette absence d'échange soit en partie liée à la manière dont chaque groupe d'acteurs se représente l'autre groupe.

### **3.3. Oser l'alliance verte entre gestionnaires autoroutiers et acteurs associatifs**

Lors des entretiens menés auprès des associations loirétaines de protection de l'environnement, plusieurs acteurs ont souligné leurs réticences à travailler *pour* les gestionnaires autoroutiers, pour des raisons éthiques notamment. Ainsi, la crainte de participer à un « greenwashing<sup>21</sup> » de l'entreprise APRR est évoquée par tous les acteurs associatifs interrogés (**encart 37**). Cependant, ces mêmes acteurs semblent enclins à se projeter dans la mise en place d'un partenariat. Si l'un présente une vraie curiosité quant aux populations qui se développent dans les bassins autoroutiers et sur leur rôle dans les continuités écologiques (**encart 38 - A3**), un autre envisage de faire des suivis d'espèces ou des diagnostics des fonctionnalités écologiques des sites (**encart 38 – A1**). La possibilité d'une assistance à maîtrise d'ouvrage (AMO) est également évoquée, pouvant aller du simple conseil pour l'amélioration des pratiques de gestion des bassins à la délégation de gestion supportée par un financement public (**encart 33 – A2**).

---

<sup>21</sup> *Le greenwashing est la diffusion d'informations fausses ou incomplètes par une organisation pour présenter une image publique écologiquement responsable (traduit d'après Furlow, 2010).*

## Encart 37

A1 : « *Au niveau des freins, ce serait d'un point de vue politique. Si on fait bien d'un côté, mais que de l'autre on fait n'importe quoi, on ne va pas être d'accord. On ne va pas se corrompre pour rien.* »

A2 : « *Il faut que nous estimions la démarche cohérente, que ce n'est pas juste du greenwashing.* »

A3 : « *Ce qui pourrait peser dans la balance, c'est le partenaire et la manière dont il nous aborde. Est-ce que c'est strictement du greenwashing ou est-ce qu'il y a une vraie volonté derrière, avec des choses concrètes mises en place ?* »

## Encart 38

A1 : « *On ne fera pas d'étude d'impact pour un projet d'infrastructure. Après, faire du diagnostic sur de l'existant, oui c'est possible.* »

A2 : « *Les seuls partenariats que je pourrais envisager avec une société d'exploitation d'autoroute, c'est [...] une convention pour un suivi d'espèce, ou la création de mares avec un souhait affirmé de vouloir améliorer la qualité environnementale de l'infrastructure.* »

« *C'est le même principe que pour les centrales nucléaires ou pour les carrières, nous on fait de l'assistance à maîtrise d'ouvrage. On se met d'accord sur un phasage d'exploitation, un protocole standardisé de suivi et une assistance spécialisée à maîtrise d'ouvrage parce que c'est notre spécialité. On est là pour les assister. On fait un plan de gestion avec un objectif concerté et ils nous délèguent la gestion des travaux.* »

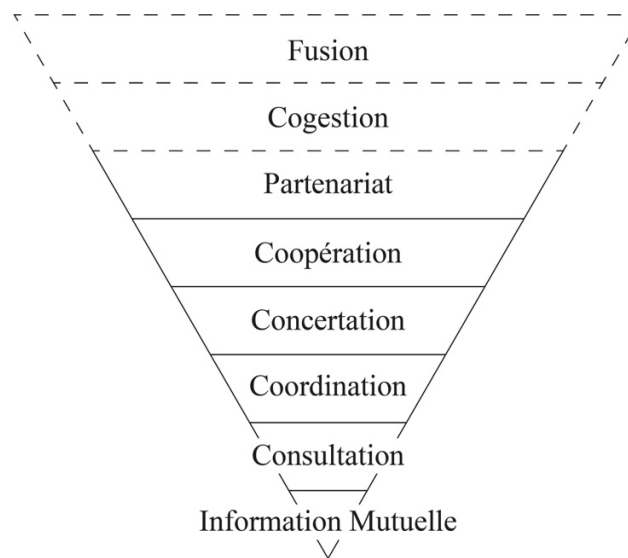
A3 : « *J'imagine que les gestionnaires autoroutiers sont frileux à l'idée de mettre plus d'argent dans la gestion de la biodiversité, comme par exemple mettre en place des bassins tampons. Je pense que c'est des choses qu'il faut vraiment envisager, ne serait-ce que pour leur image.* »

Le frein éthique mis en avant par les associations ainsi que leur capacité à se projeter dans un partenariat potentiel avec les gestionnaires soulignent leur volonté d'engagement au-delà du simple statut de consultant. Il est ainsi possible d'envisager la constitution de ce que Grolleau *et al.* (2008) appellent une « alliance verte » entre acteurs associatifs et gestionnaires autoroutiers, dans l'optique d'une adaptation des pratiques de gestion des bassins autoroutiers en faveur des amphibiens et de leur intégration aux continuités écologiques locales. Grolleau *et al.* (2008) définissent ainsi une « alliance verte » comme « *un échange explicite et réciproque de droits de propriété sur des actifs tangibles et/ou intangibles en rapport avec l'environnement* ». Ce terme peut être assimilé, par le degré d'engagement des deux parties concernées, à la notion de « partenariat » telle que l'entend Landry (1994). Selon C. Landry, le partenariat implique « *une entente contractuelle qui, si elle maintient l'intégrité de chacun des*

*partenaires, définit et répartit les responsabilités et le rôle des uns et des autres dans la poursuite comme dans le partage des résultats attendus » (Landry, 1994).*

Comme illustré en **figure 72**, le partenariat se distingue ainsi d'autres formes de collaboration par un degré d'engagement intermédiaire, compris entre le simple échange d'informations et la fusion des deux entités.

*Figure 72 : Les modes de collaboration en fonction du degré d'engagement des acteurs*



*Tiré de Landry (1994, p.14)*

Selon Grolleau *et al.* (2008), ce type d'alliance présente des intérêts pour les entreprises comme pour les associations. Du côté de l'entreprise, les intérêts peuvent être à la fois économiques et « *réputationnels* ». Par exemple, pour la société autoroutière, une adaptation écologique des pratiques de gestion des bassins peut être une manière d'anticiper de futures obligations réglementaires en matière de protection de l'environnement et d'éviter les coûts de potentielles sanctions. Dans la même idée, l'adaptation des pratiques de gestion peut être un moyen d'éviter certains surcoûts d'exploitation. Par exemple, l'adaptation des périodes de curage en fonction de l'écologie des espèces se développant dans les bassins n'entraîne aucune dépense mais peut permettre d'éviter le report, voire l'arrêt, d'une procédure de curage, du fait de la présence d'espèces protégées dans le bassin concerné. En termes de communication, nouer un partenariat avec une association environnementale et valoriser les actions mises en place auprès du public peut être bénéfique pour la société autoroutière dans l'optique d'une amélioration de son image, sans que cela puisse être interprété comme du *greenwashing*.

Toujours d'après Grolleau *et al.* (2008), pour les associations, nouer un partenariat avec une entreprise privée présente plusieurs avantages, incluant notamment « *une amélioration plus importante et plus rapide des résultats environnementaux, l'accès facilité à des ressources financières substantielles, l'accroissement de la notoriété de l'association en touchant un plus grand nombre de personnes et l'amélioration de l'image de l'association qui n'est plus perçue comme obéissant uniquement à une logique de critiques, mais aussi de propositions* ». Une alliance verte (ou partenariat) avec une société industrielle, du fait qu'elle implique une action sur les milieux, « *peut être plus fructueuse (et moins coûteuse) en termes de résultats environnementaux que les actions conflictuelles comme les procès, les campagnes de dénonciation médiatique ou les boycotts* » (Hartman et Stafford, 1997 *in* Grolleau *et al.*, 2008).

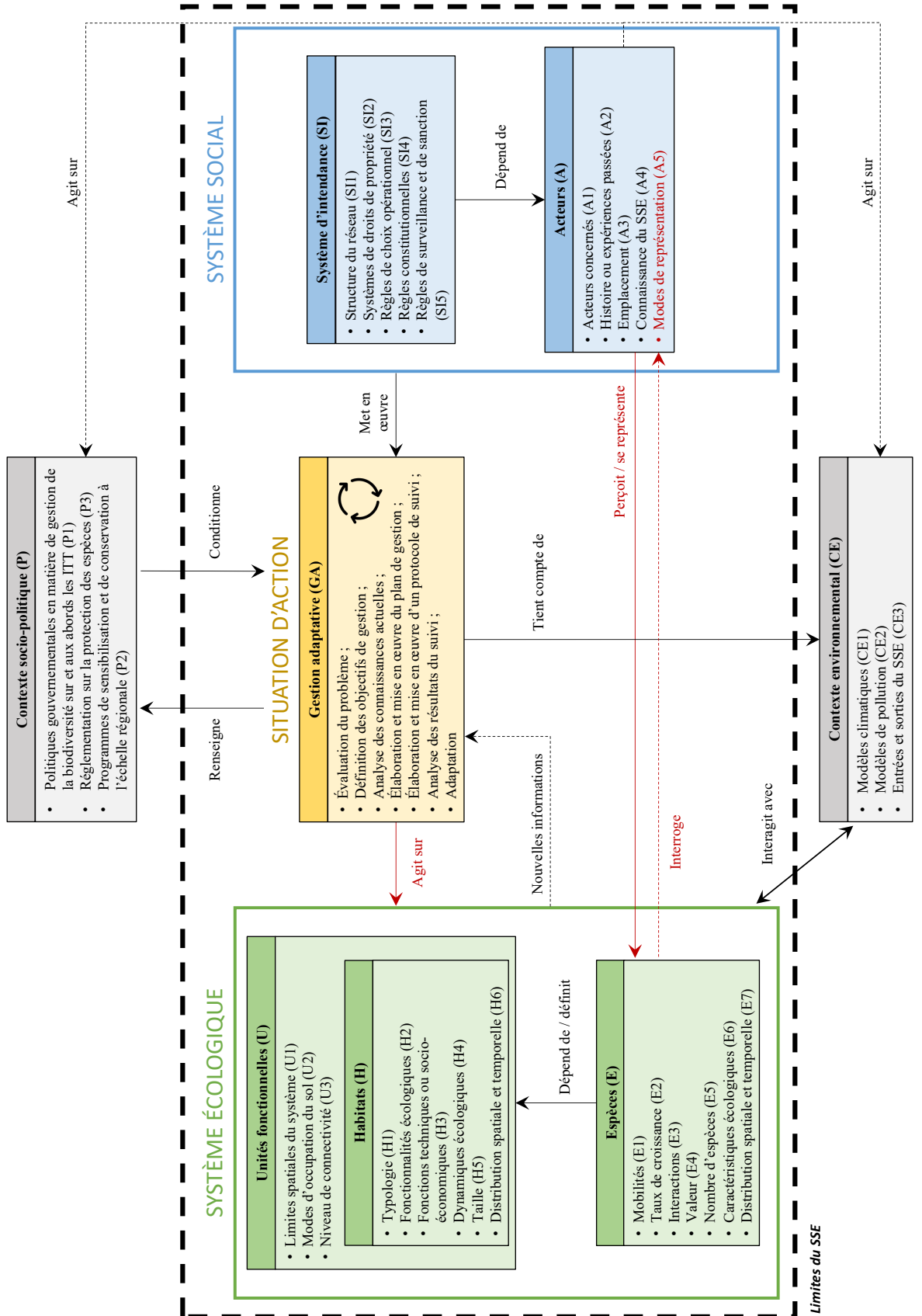
Enfin, ce partenariat peut être l'occasion pour les acteurs associatifs d'élargir leurs champs de compétences à travers l'étude de milieux artificialisés tels que les bassins autoroutiers et peut-être de les envisager comme des éléments constitutifs des continuités écologiques locales.

#### **4. Conceptualisation du SSE BAT suivant le cas d'étude loirétain**

L'analyse de la situation loirétaine autour de l'A77 illustre la nécessité d'intégrer dans le modèle du socio-écosystèmes BAT, les interactions directes de représentations entre le modèle social et le modèle écologique (**figure 73**), absentes du premier modèle proposé (**chap. 9 – 5**). En effet, le fait que certains acteurs ne perçoivent pas ou ignorent la présence d'amphibiens dans les bassins autoroutiers explique en partie l'absence de partenariat pour la prise en charge de ces espèces aux abords des emprises autoroutières.

Cependant, pour les acteurs ayant connaissance de ce phénomène de colonisation, il convient de prendre en compte la manière dont ces acteurs se représentent les bassins autoroutiers en tant que potentiels habitats – ou, à l'inverse, potentiel piège écologique – dans les dynamiques de gestion. On peut ainsi aisément affirmer qu'un acteur ne sachant pas que les bassins autoroutiers sont colonisés par les amphibiens ne sera pas en mesure d'initier un processus de concertation dans l'objectif de mettre en place une gestion adaptative de ces ouvrages.

Figure 73 : Le modèle du SSE BAT conceptualisés suivant le cas d'étude loirétain



Néanmoins, il est également possible d'affirmer que la représentation de ces bassins en tant que motifs environnementaux passe nécessairement par une reconnaissance de leur capacité à fournir un habitat adéquat à la conservation de ces espèces, que ce soit en tant que site de reproduction, ou comme simple refuge dans le cadre d'une dynamique de dispersion. De plus, comme cela a pu être démontré dans le chapitre précédent, envisager les bassins autoroutiers comme des habitats potentiels pour les amphibiens n'est parfois pas suffisant, au regard de l'écologie particulière qui caractérise ce groupe d'espèces. En effet, dans le cadre d'un SSE BAT, il convient de concevoir les actions du système social sur l'ensemble de l'unité fonctionnelle des populations d'amphibiens concernées, et non pas seulement sur les individus ou leurs seuls habitats aquatiques. Enfin, la dernière partie de ce chapitre permet d'affirmer que la manière dont les acteurs se représentent les autres acteurs du système social et leurs interactions possibles doit également être prise en compte dans la dynamique de construction du système d'intendance, à défaut de quoi des conflits entre les acteurs concernés pourraient apparaître dans l'identification des objectifs d'action.





### Conclusions de la partie 3

La modélisation du système socio-écologique *bassins autoroutiers - amphibiens - territoires adjacents* permet de mettre en lumière l'intérêt d'une approche écocentree des questions environnementales. Envisager la gestion des amphibiens dans les seuls bassins autoroutiers nous aurait amenés à occulter une partie de l'unité fonctionnelle dont dépendent ces espèces, en limitant spatialement la problématique à l'emprise autoroutière. Or, ces bassins ne participent qu'à une partie du cycle de vie des amphibiens, dans leur phase aquatique. De fait, étendre la problématique d'une prise en charge de ces espèces à l'ensemble des milieux compris dans leur unité fonctionnelle a permis, outre la prise en compte du processus écologique dans son intégralité, de montrer l'interdépendance des territoires vis-à-vis de ces dynamiques écologiques. Cela souligne également le fait d'une responsabilité partagée entre les gestionnaires autoroutiers et les acteurs des territoires adjacents dans la prise en charge des actions de conservation de ces espèces et de leurs habitats. Dans un même temps, cette responsabilité partagée questionne la capacité des acteurs concernés à intégrer les bassins d'eaux pluviales dans les actions de conservation des amphibiens. Autrement dit, cela interroge la disposition de ces acteurs à voir dans ces ouvrages de potentiels habitats pour ces espèces et à dépasser une logique de territoires (humains) pour envisager les interactions entre les milieux dont ils ont la charge de gestion, et les milieux adjacents. Les bassins étant des ouvrages techniques, il est d'autant plus difficile pour ces acteurs de concevoir qu'ils fonctionnent comme des milieux de vie en lien avec autre habitats environnants. De fait, l'étude du système d'intendance établie par la société autoroutière APRR et le CPIE Clermont-Dôme montre que la sensibilité de ces acteurs aux potentialités écologiques des milieux artificiels a joué un rôle important dans leur démarche de prise en charge de l'enjeu amphibiens, dans et à proximité des bassins d'eaux pluviales. Cette sensibilité, développée par l'observation des dynamiques écologiques qui se succèdent au sein de ces ouvrages, met en lumière la dimension cognitive du processus de prise en considération des fonctionnalités écologiques des milieux artificialisés. Pourtant, ces milieux sont souvent envisagés, *a priori*, comme des éléments trop artificialisés pour constituer des habitats naturels à part entière. Cette dimension cognitive, liée à une dynamique d'apprentissage, se retrouve dans les processus de suivi et d'ajustement des mesures mises en œuvre pour adapter les pratiques de gestion aux dynamiques écologiques observées dans les bassins autoroutiers de l'A71 et l'A714. En effet, la gestion adaptative mise en place par les acteurs bourbonnais repose sur la prise en compte du caractère évolutif des processus écologiques et sur l'adaptation des pratiques de gestion au regard de ces évolutions.

Cette responsabilité partagée, qui découle de la reconnaissance, par les acteurs, d'une solidarité écologique de fait entre leurs territoires, suppose une solidarité d'action (Mathevet *et al.*, 2010). Cette dernière repose notamment sur la capacité des différents acteurs concernés à envisager les autres parties prenantes comme des partenaires potentiels. Cependant, comme le soulignent certains des acteurs rencontrés, tant dans l'Allier que dans le Loiret, il existe une opposition historique entre les associations environnementales, défenseuses d'une vision de la nature parfois en dehors de toutes actions humaines, et les aménageurs, considérés comme les destructeurs de cette nature. Ainsi, le cas d'étude bourbonnais montre que dépasser cette opposition pour élaborer un partenariat axé sur l'apprentissage mutuel et la mise en commun des moyens techniques et financiers peut constituer un premier pas vers une réelle prise en compte des potentialités écologiques qu'offrent les milieux artificialisés et une adaptation des pratiques de gestion mises en œuvre dans ces ouvrages au profit des espèces qui les colonisent.

Néanmoins, la question qui se pose, au regard de ce cas d'étude, est celle de l'élément déclencheur, celui qui permet aux acteurs de transcender cette opposition et d'envisager la possibilité d'un partenariat. L'hypothèse qui a été énoncée au point 2.2 du chapitre 9 est celle de l'influence du contexte socio-politique, notamment dans la construction d'une politique favorable à la prise en compte des potentialités écologiques que peuvent offrir les emprises des infrastructures de transport. Dans le cas de l'Allier, les prospections effectuées dans le cadre de l'élaboration de l'Atlas des amphibiens ont mené les agents du CPIE à observer un phénomène de colonisation des bassins autoroutiers par les amphibiens, et de ce fait, à envisager ces ouvrages comme de potentiels habitats, s'inscrivant ainsi dans un processus cognitif d'apprentissage et de réévaluation des représentations liées au rôle de ces bassins vis-à-vis de la biodiversité. Cependant, l'exemple du Loiret montre que le seul contexte socio-politique ne peut être déterminant dans l'initiation d'un tel processus. Les documents encadrant l'élaboration et la mise en œuvre des continuités écologiques sur le territoire régional sont propices à une prise en compte des emprises d'infrastructure en tant qu'éléments pouvant contribuer aux actions de conservation. Toutefois, cette approche semble ne pas être suffisante pour inciter les acteurs loirétains à appréhender différemment les potentialités écologiques des milieux artificialisés et la capacité de leurs gestionnaires à adapter leurs pratiques en conséquence. Des études complémentaires seraient nécessaires pour s'interroger sur les origines de ces différentes représentations et sur les actions qu'il conviendrait d'initier pour sensibiliser les acteurs.

---

## Conclusions générales

Dans un contexte global de crise écologique (Teyssède, 2004 ; Billé *et al.*, 2014), il est d'ores et déjà démontré que les infrastructures de transport terrestres comptent parmi les éléments qui contribuent à la dégradation, à la fragmentation, voire à la disparition des habitats naturels et des réseaux écologiques (Sauvajo *et al.*, 1998 ; Burel et Baudry, 1999 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Liu *et al.*, 2008 ; Bassi, 2013). Parmi ces infrastructures, les autoroutes peuvent être sources de multiples impacts pour la biodiversité, spécifiques à leur exploitation et leur entretien : effet barrière, mortalité par collisions ou encore pollution visuelle, sonore et physico-chimique (Forman et Alexander, 1998 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Benítez-López *et al.*, 2010). Pour limiter ces atteintes à la biodiversité, plusieurs lois de protection de l'environnement<sup>22</sup> contraignent désormais les sociétés autoroutières à mettre en place des mesures d'évitement, sinon de réduction, ou, en dernier recours, de compensation des impacts causés par leurs infrastructures. Plus particulièrement, dans un objectif de protection des écosystèmes aquatiques, la loi sur l'eau de 1992, consolidée par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006, impose aux sociétés autoroutières la prise en charge des eaux de ruissellement de chaussée avant qu'elles n'atteignent le milieu naturel, en implantant notamment des bassins de traitement et de confinement le long de leurs emprises.

Néanmoins, des études suggèrent que les infrastructures de transport terrestres peuvent également avoir des effets positifs sur la biodiversité, en servant de corridors et d'habitats à de nombreuses espèces végétales et animales (Bellamy *et al.*, 2000 ; Tikka *et al.*, 2001 ; Ries *et al.*, 2001 ; Fahrig and Rytwinski, 2009 ; De Redon *et al.*, 2010 ; Penone *et al.*, 2012 ; Foucart, 2015 ; Clevenot *et al.*, 2017). Parmi ces études, plusieurs se sont intéressées aux fonctionnalités écologiques des bassins d'eaux pluviales autoroutiers qui, malgré leur fonction d'épuration des eaux de chaussées, accueillent un certain nombre de taxons, amphibiens mais aussi odonates, oiseaux et petits mammifères (Scher, 2005 ; Le Viol *et al.*, 2009 et 2012 ; Prunier, 2012 ; Jumeaux, 2017 ; Clevenot *et al.*, 2018). Ces études questionnent la capacité de ces ouvrages à fournir des habitats de bonne qualité pour les espèces qui les colonisent, ou au contraire constituer des pièges écologiques, en interrogeant l'influence de divers facteurs biotiques et abiotiques sur le développement des espèces considérées (Dwernychuk et Boag,

---

<sup>22</sup> Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature renforcée par la Loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.

1972 ; Battin, 2004). Cependant, ces études sont peu nombreuses et la plupart des auteurs qui s'y sont attelés attestent de la nécessité de multiplier les recherches afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle ces ouvrages peuvent véritablement fournir un habitat propice au bon développement des espèces qui les colonisent, en particulier pour le groupe des amphibiens.

En effet, les amphibiens comptent parmi les espèces les plus touchées par la crise écologique actuelle, accusant un déclin significatif, en particulier au cours des dernières décennies (Blaustein *et al.*, 1994 ; Houlahan and Findley, 2003 ; Dodd, 2010). Ces espèces dépendent, pour l'accomplissement de leur cycle de vie, de milieux à la fois terrestres et aquatiques. Elles sont ainsi particulièrement menacées par la régression qualitative et quantitative de leurs habitats naturels, causée en partie par la multiplication des infrastructures de transport terrestres (Bateman, 2010 ; UICN, 2015). De fait, ces espèces sont contraintes à une recherche constante de nouveaux habitats, conduisant à des phénomènes paradoxaux de colonisation spontanée, qui transforment les ouvrages servant à réduire l'impact d'une infrastructure sur les milieux qui leur sont propices en de potentiels habitats. Étudier les fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers, et en particulier leur rôle dans le maintien et le développement des populations d'amphibiens qui les colonisent, représente donc un enjeu conséquent pour la conservation de ces espèces. Il s'agit d'envisager ces bassins comme de potentiels habitats mais aussi comme de potentiels pièges écologiques (Bateman, 2010). Il s'agit également d'appréhender ces ouvrages selon un emboîtement d'échelles spatiales, c'est-à-dire non pas comme seuls habitats des populations colonisatrices, mais comme des éléments appartenant, à la fois à une unité fonctionnelle d'échelle locale intégrant les habitats aquatiques et terrestres utilisés par ces populations, et à des réseaux écologiques fonctionnant à l'échelle régionale. Cette thèse s'est alors inscrite dans la continuité de celles antérieurement menées sur les fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers pour les amphibiens en questionnant les pratiques de gestion de ces ouvrages et leurs interactions avec les dynamiques écologiques qui caractérisent les bassins colonisés.

Cette recherche avait comme premier objectif d'interroger la capacité des bassins autoroutiers à fournir des sites de reproduction viables pour le développement des amphibiens qui les colonisent, en considérant les pratiques de gestion comme un potentiel facteur d'impact et/ou d'attractivité. Pour ce faire, cette étude s'est appuyée sur un protocole de recensement des espèces colonisatrices reposant sur l'ADN environnemental (Dejean *et al.*, 2011 ; Taberlet *et al.*, 2012 ; Thompsen *et al.*, 2012 a et b ; Biggs *et al.*, 2015 ; Valentini *et al.*, 2016), complété

---

par des comptages à vue des pontes et des larves présentes dans les bassins étudiés. Au regard de l'écologie des espèces étudiées, cette recherche s'est également attelée à questionner l'intégration de ces mêmes bassins dans les réseaux écologiques locaux favorables aux amphibiens, afin d'évaluer l'intérêt d'une prise en compte de ces ouvrages dans une gestion plus large des enjeux écologiques régionaux. Pour cela, cette étude s'est appuyée sur cartographie des modes d'occupation du sol avoisinant l'infrastructure, et une modélisation des continuités écologiques effectuée à partir du logiciel Graphab et intégrant les bassins autoroutiers comme potentielles taches d'habitat. Enfin, cette thèse s'est attachée à étudier les processus écologiques et sociaux inhérents à une prise en charge des enjeux écologiques dans les pratiques de gestion des bassins autoroutiers et des milieux attenants, en proposant une conceptualisation d'un socio-écosystème *Bassins autoroutiers – amphibiens – territoires adjacents* (BAT) et en mobilisant une série d'entretiens semi-directifs menés auprès des gestionnaires autoroutiers et des acteurs des territoires traversés, en charge de la gestion des enjeux écologiques.

Deux terrains ont servi de cadre à cette étude : l'autoroute A77 située dans le Loiret (45) et les autoroutes A71 et A714 situées dans l'Allier (03). Le premier (A77) s'est avéré être un terrain propice à l'expérimentation des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers et à l'évaluation des modalités d'intégration de ces ouvrages dans les réseaux écologiques favorables aux amphibiens. En effet, cette autoroute traverse des paysages divers (forestiers, agricoles, urbains) et comporte une grande variété de bassins, distingués selon leur caractère simple ou double, la fréquence et la date des curages effectués et l'importance de la végétation aquatique contenue. Le deuxième terrain (A71-A714) a servi de base à la conceptualisation du socio-écosystème BAT. Cela se justifie par l'existence d'un partenariat de gestion entre la société APRR, gestionnaire des deux infrastructures citées, et le CPIE Clermont-Dôme, qui compte parmi les acteurs associatifs majeurs dans la gestion des enjeux écologiques du département bourbonnais. Le modèle construit a ensuite été appliqué dans le Loiret, où aucun partenariat n'avait été développé, afin de tester sa reproductibilité et d'en identifier les limites.

Ainsi, cette thèse s'inscrit comme une contribution aux recherches menées sur les potentialités écologiques qu'offrent les infrastructures de transport terrestres et leurs emprises pour la conservation de la biodiversité. Les principales conclusions issues de cette étude seront développées et discutées au regard de leurs limites et des perspectives de recherche qui en découlent. Dans l'objectif d'inclure mes travaux dans la continuité de ceux déjà réalisés

auparavant sur les fonctionnalités écologiques des bassins d'eaux pluviales autoroutiers, les recommandations faites au regard des résultats de cette étude s'appuient sur celles énoncées dans la littérature scientifique par mes prédécesseurs. Cependant, au vu du faible nombre d'études réalisées spécifiquement sur les bassins autoroutiers (ou routiers) en dehors du territoire français métropolitain, ces recommandations ne prennent appui que sur les études réalisées en France métropolitaine, et ne concerneront, de fait, que les bassins d'eaux pluviales routiers et autoroutiers implantés dans des conditions écologiques similaires à celles énoncées.

## **1. Les prémices d'une adéquation entre gestion technique et gestion écologique**

L'analyse préliminaire de la littérature scientifique montre que plusieurs facteurs tendent à faire des bassins autoroutiers soit des pièges écologiques (polluants, parois verticales) soit des sites de reproduction viables (proximité avec un environnement forestier, présence de végétation aquatique) pour les amphibiens qui les colonisent. Cependant, elle montre également qu'aucune étude sur le sujet n'avait encore envisagé les pratiques d'entretien des bassins (curage, faucardage de la végétation), mises en œuvre pour maintenir la fonction de gestion des eaux de chaussées de ces bassins, comme un potentiel facteur d'impact ou d'attractivité pour les espèces qui les colonisent. Il s'agissait donc, dans un premier temps, de caractériser la richesse de ces ouvrages en amphibiens puis de vérifier l'hypothèse selon laquelle les pratiques d'entretiens des bassins (curage, faucardage de la végétation) peuvent impacter cette richesse ou influencer sur les cortèges en présence (Duguet *et al.*, 2013).

Les résultats énoncés dans la première partie de cette thèse montrent que les bassins autoroutiers de l'A77 sont colonisés par plusieurs espèces d'amphibiens, parfois jusqu'à 10 espèces par bassin. De fait, cette étude, combinée à celles menées en France depuis le début des années 2000, montre que le phénomène d'utilisation des bassins d'eaux pluviales routiers et autoroutiers n'est pas anecdotique puisque ces bassins accueillent 60 à 80 % des espèces recensées dans les territoires concernés (Scher, 2005 ; Le Viol, 2009 et 2012 ; Jumeau, 2017 et 2020). De plus, si cette thèse se concentre sur les infrastructures existantes, les travaux en cours d'Antonin Conant (voir Programme CERISE) tendent à montrer que la création de tels ouvrages peut engendrer de nouveaux phénomènes de traversée des chaussées qui nécessitent d'être intégrés dans les études d'impacts. Cela implique de les considérer comme des habitats potentiels pour les amphibiens, en amont de tout projet de construction d'infrastructure.

---

Cependant, les relevés par ADN environnemental effectués dans le cadre de cette thèse ne permettent pas, pour l'instant, de déterminer l'abondance de chaque espèce répertoriée. Il conviendrait donc de compléter ces relevés avec des comptages et une détermination spécifique à vue et/ou à l'écoute, afin d'évaluer le rôle joué par les bassins autoroutiers pour chaque espèce en particulier. Les recommandations de gestion, qui seront énoncées ultérieurement, pourraient ainsi être adaptées au cas par cas, par bassin, en fonction des cortèges identifiés.

Les résultats mettent également en évidence l'absence de relation statistique entre la richesse en amphibiens dans les bassins autoroutiers et les pratiques de curage mises en œuvre. Néanmoins, il a été constaté que, sur l'A77, les curages étaient effectués en période sèche, au cours de l'été, au moment où les bassins présentent les niveaux d'eau les plus bas. Cela peut expliquer en partie l'absence d'impact de ces pratiques puisque cette saison correspond généralement à la fin de la période de reproduction. Les juvéniles sont, pour la plupart, arrivés à maturité et sortis des bassins pour rejoindre leur habitat terrestre. Cependant, il convient de tenir compte du fait que cette étude a été menée sur une seule saison de reproduction (printemps 2018) et qu'aucun ouvrage n'avait été curé au cours de l'année précédant les relevés (2017). Afin de conclure définitivement à une absence d'impact de ces pratiques sur la richesse en amphibiens, que ce soit à court ou long terme, il conviendrait de faire un suivi de ces ouvrages sur plusieurs années et d'effectuer notamment des relevés dans des bassins récemment curés.

De plus, les résultats de cette étude montrent l'importance de la végétation aquatique dans l'attractivité de ces ouvrages vis-à-vis des populations locales d'amphibiens, qui l'utilisent pour se cacher des prédateurs et, pour certaines espèces, pour y accrocher leurs œufs. Cette végétation est régulièrement entretenue, voire retirée par les gestionnaires autoroutiers, afin d'éviter que la capacité hydraulique des ouvrages ne soit réduite par la présence de cette végétation. Ainsi, il est recommandé aux gestionnaires autoroutiers de conserver une partie végétalisée dans les bassins concernés. Là encore, un suivi à long terme permettrait de confirmer l'intérêt d'une telle pratique et, le cas échéant, de déterminer avec précision le pourcentage de végétation aquatique permettant l'adéquation entre le maintien de la fonction d'épuration des ouvrages concernés et le bon développement des populations d'amphibiens qui les colonisent.

L'intérêt de maintenir une zone végétalisée dans les bassins pourrait également être étudié en lien avec une fonction régulatrice pour les polluants contenus dans les ouvrages. Cette question

de la pollution n'a pas été étudiée dans cette thèse mais certains auteurs soulignent son importance dans l'évaluation des fonctionnalités écologiques des bassins d'eaux pluviales. Les recommandations de Scher (2005) pour la gestion de la biodiversité dans les bassins autoroutiers se fondent en grande majorité sur l'étude de Davies *et al.* (2004) concernant les mares construites en milieu urbain. Selon ces auteurs, les sites les plus favorables aux actions de valorisation de la biodiversité doivent être « *exempts de toute pollution* » (Scher, 2005). De fait, d'après O. Scher, les bassins autoroutiers ne correspondent pas à cette définition car « *ce sont en effet des milieux sous contrainte (pollution, proximité des routes)* » (Scher, 2005). L'analyse préliminaire présentée en **annexe 1** de cette thèse montre que certains polluants peuvent effectivement avoir des effets négatifs sur le développement des larves et des juvéniles (Massal *et al.*, 2007 ; Snodgrass *et al.*, 2008 ; Egea-Serrano *et al.*, 2012 ; Reeves *et al.*, 2010). Néanmoins, les résultats présentés dans le chapitre 3 de cette thèse montre des preuves de reproduction réussie dans les bassins de l'A77. Ainsi, comme le stipule Jumeau (2017), il conviendrait de « *poursuivre ce type d'étude [...] afin d'en tirer des conclusions plus fines sur l'effet des pollutions sur la viabilité au long terme des communautés d'amphibiens résidant dans les bassins d'orages routiers* ».

Enfin, la première partie de cette thèse aborde la question de l'efficacité des filets « anti-amphibiens », implantés par les gestionnaires autoroutiers sur les clôtures séparant les ouvrages d'eaux pluviales des milieux adjacents, afin d'empêcher l'intrusion d'animaux sur l'emprise de l'infrastructure. Dans sa thèse, Jumeau (2017) recommande de ne plus implanter ce type de filets qu'il juge « *absolument inefficaces* » et de rediriger les efforts vers « *un entretien plus écologique de ces ouvrages* ». Les résultats énoncés dans le chapitre 3 de cette thèse (voir chapitre 3, 2.4) confirment ces conclusions en démontrant que sur les 7 bassins de l'A77 entourés de filets, 6 sont colonisés par les amphibiens. Cependant, ces filets répondent à un enjeu sécuritaire inhérent au fonctionnement de l'infrastructure ainsi qu'à un enjeu écologique de limitation du risque d'écrasement. Ainsi, il conviendrait d'utiliser un grillage plus adapté (Jumeau, 2017, annexe II-3 ; CEREMA, 2019) et de les implanter sur les clôtures situées entre les bassins et les voies de circulation. Cela pourrait permettre une colonisation des ouvrages sans risques pour les animaux comme pour les usagers de l'autoroute.

La recherche d'une adéquation entre fonction technique et fonction écologique est plus que nécessaire pour ne pas entrer en contradiction avec la fonction première des bassins autoroutiers imposée par la réglementation environnementale. Pour exemple, s'appuyant sur l'impact



---

engendré par la présence de poissons sur l'abondance des amphibiens dans les bassins et sur le lien statistique entre la présence de poisson et l'absence de drainage dans certains bassins, Le Viol *et al.* (2012) encouragent un drainage régulier des bassins en période estivale ; or une telle action est antinomique d'une prise en charge continue des eaux de chaussée que nécessite la fonction d'épuration de ces ouvrages. De plus, on peut s'interroger sur l'efficacité d'une telle action pour les populations locales d'amphibiens. En effet, les résultats des parties 2 et 3 de cette thèse montrent que l'absence d'amphibien dans certains bassins de l'A77 peut être expliquée par la présence de poisson. Cependant, cela peut également être le fait de l'isolement de certains bassins vis-à-vis des réseaux écologiques (voir partie 3) ou de l'absence de conditions écologiques propices à leur attractivité (absence de végétation, ensoleillement insuffisant, etc. ; partie 2 ; Jumeau, 2017 ; Scher, 2009). Ainsi, pour l'exemple donné, il conviendrait, dans un premier temps, de vérifier que les bassins concernés puissent réellement présenter un intérêt pour les populations locales d'amphibiens. Le cas échéant, il peut être envisagé, sous certaines conditions relatives à l'accessibilité des ouvrages, à la sécurité des personnes concernées et aux conditions de prélèvement des espèces en présence, de développer un partenariat avec les associations locales de pêcheurs afin de supprimer la présence de poisson dans ces ouvrages.

Cet exemple montre que les recommandations de gestion ne peuvent se faire du seul point de vue de l'habitat de reproduction. Elles nécessitent de prendre en compte les préférences écologiques des espèces dont nous cherchons à améliorer la conservation mais également leurs caractéristiques dynamiques, comme les mouvements de migration et de dispersion. Comme nous avons pu le voir dans le chapitre 4 (1.1), pour les amphibiens comme pour de nombreuses espèces, se déplacer d'un habitat à un autre est vital ; que ce soit à l'échelle d'un individu pour se nourrir, se reproduire ou hiberner, ou à l'échelle d'une population, pour garantir un accès aux ressources et une diversité génétique suffisante au maintien d'une dynamique démographique stable voire positive (Levins, 1969 ; Taylor *et al.*, 1993 ; Hanski, 1998 ; Barbault, 2008). De fait, étudier le rôle potentiel des bassins autoroutiers pour les amphibiens nécessite également d'appréhender ces ouvrages comme de potentiels sites-relais (ou sites-refuges) participants à la connectivité des réseaux écologiques favorables à ces espèces.

## **2. Intégrer les bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques : un pas vers la résilience des infrastructures de transport**

Les premières études sur les interactions entre infrastructures de transport terrestres (ITT) et biodiversité appréhendaient les ITT sous le prisme de leurs impacts négatifs, notamment leurs effets sur la fragmentation des milieux. En témoignent les premiers appels à projet publiés par le programme de recherche ITTECOP<sup>23</sup> (2008-2009 et 2012) qui concentrent les recherches sur la relation entre infrastructures de transport terrestres (ITT), paysage et biodiversité, et en particulier sur les impacts écologiques et socio-économiques des projets d'infrastructure. Depuis, les orientations scientifiques sur les interactions au sein de ce triptyque ont peu à peu évolué vers l'étude des potentiels effets positifs des infrastructures sur la biodiversité et les écosystèmes. L'appel à projet le plus récent (2017) du programme ITTECOP oriente ainsi les recherches sur les « fonctionnalités écologiques et territoriales des infrastructures de transport » et dont l'ambition d'étudier les « opportunités » écologiques offertes par les ITT, au travers de leurs emprises, est explicitement énoncée. Il s'agit alors, dans un contexte d'adaptation des activités humaines aux changements climatiques, de s'intéresser aux capacités d'ajustement et de réversibilité des ITT face aux évolutions écologiques et climatiques des écosystèmes qu'elles traversent et aux modalités de leur prise en compte dans les projets d'aménagement, tels que la trame verte et bleue.

À ce titre, cette recherche tendait à questionner les conditions dans lesquels les bassins autoroutiers peuvent participer à l'inscription des infrastructures de transport et leurs emprises dans les projets d'identification et de mise en œuvre des continuités écologiques. De fait, l'analyse préliminaire de la littérature scientifique a montré que les études menées antérieurement sur les fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers se concentrent sur l'utilisation des bassins autoroutiers en tant que site de reproduction sans considérer leur place dans l'ensemble de l'unité fonctionnelle dont dépendent les amphibiens pour la réalisation de leur cycle de vie. Si l'influence de la matrice paysagère sur la richesse en amphibiens est régulièrement étudiée, elle n'est abordée qu'à travers la relation entre cette richesse et la surface que représentent différents types de milieux favorables (forestiers) ou défavorables (urbains, agricoles) aux amphibiens. Ainsi, aucune étude n'a encore appréhendé l'influence de cette matrice paysagère sous le prisme de la continuité fonctionnelle qui pouvait exister entre les

---

<sup>23</sup> Disponibles sur : <http://www.ittecop.fr/projets/projets-ittecop/appels.html>

---

bassins d'eaux pluviales et les réseaux écologiques à proximité. Cette thèse s'est donc attelée à étudier les conditions d'insertion des bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques locaux, en s'appuyant sur l'écologie des amphibiens et notamment, les distances maximales de déplacement qui caractérisent ce groupe d'espèces.

Comme démontré dans le chapitre 6, les bassins autoroutiers de l'A77 représentent moins de 1 % des taches d'habitat recensées dans la zone étudiée. Et, dans les 55 bassins étudiés, moins d'un quart présente une forte capacité à participer à la connectivité globale des réseaux écologiques de la zone d'étude. Ces faibles valeurs peuvent s'expliquer par la forte densité d'habitats aquatiques, notamment au cœur de la zone d'étude. Cependant, bien que la majorité des bassins autoroutiers joue un faible rôle dans les réseaux écologiques étudiés, il existe une part significative d'ouvrage dont la suppression pourrait avoir des impacts sur la connectivité de ces réseaux. On entend ici par « suppression » une action pouvant rendre les ouvrages « imperméable » à tout processus de colonisation. Ainsi, une dizaine d'entre eux semblent constituer des éléments importants des réseaux écologiques, que ce soit par leur capacité d'accueil, leur potentielle fonction de refuge, ou leur capacité à fournir un axe important de circulation au sein de ces réseaux.

De plus, l'analyse empirique de la structure des graphes montre que si certains bassins de l'A77 ne semblent pas avoir un rôle significatif dans la connectivité globale, ces derniers peuvent néanmoins présenter un intérêt à l'échelle locale. De fait, certains bassins, bien que spatialement en marge des réseaux écologiques locaux, présentent tout de même un intérêt pour leur connectivité, en constituant des chemins secondaires, voire des opportunités de traversée de l'autoroute, si la présence de buses sous l'infrastructure est avérée.

Néanmoins, ces résultats doivent être nuancés au regard du logiciel de modélisation utilisé. En effet, comme énoncé dans le chapitre 5, l'utilisation de Graphab est pertinente pour analyser de grandes surfaces et obtenir une vue d'ensemble des réseaux écologiques (Nordén, 2016). Toutefois, pour une analyse plus détaillée des meilleurs corridors de dispersion, telle que celle effectuée dans cette thèse par l'observation, à l'échelle locale, de la situation de chaque bassin, Nordén (2016) recommande l'utilisation de Linkage Mapper. Ce logiciel a été développé sur la même base théorique (théorie des graphes) et construit de la même manière que Graphab. Cependant, ce logiciel fournit des résultats plus détaillés à grande échelle, en proposant notamment des chemins alternatifs lorsque plusieurs chemins de même coût existent (Pinto et

Keitt, 2009 ; Nordén, 2016). Ce logiciel apparaît donc plus pertinent pour la planification, à l'échelle locale, de mesures visant à l'insertion des bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques. Le logiciel Circuitscape peut également être utilisé en complément, notamment pour vérifier l'efficacité du corridor aménagé ; ce logiciel étant principalement utilisé pour la modélisation de flux et l'identification des corridors les plus utilisés par l'espèce étudiée (Nodén, 2016).

Enfin, les résultats de cette étude montrent une relation statistique négative entre la richesse spécifique en amphibien recensée dans les bassins autoroutiers et le nombre de taches d'habitat auxquelles chacun de ces bassins est connecté. Autrement dit, cela signifie que, statistiquement, plus le nombre de mares disponibles autour d'un bassin augmente, plus la richesse spécifique de cet ouvrage diminue. Dans une dynamique source-puits (Pulliam, 1988), un piège écologique correspond à « *un habitat de mauvaise qualité mais que les organismes préfèrent à des habitats de qualité supérieure* ». Les habitats-puits étant préférentiellement évités par les individus colonisateurs, un piège écologique correspondrait à un « *puits attrayant* », qui n'est pas évité (Battin, 2004). De fait, les résultats énoncés confortent l'hypothèse selon laquelle les bassins autoroutiers peuvent être considérés comme des puits, et non comme des pièges écologiques. Cela suppose que les bassins autoroutiers sont sélectionnés par les populations qui les colonisent, non pour leur attractivité, mais parce qu'ils représentent les seuls sites de reproduction disponibles. Néanmoins, vérifier cette hypothèse nécessite des études complémentaires sur les dynamiques des populations qui utilisent ces bassins comme site de reproduction, notamment sur le bon développement des larves et des juvéniles.

Ainsi, le fait que certains bassins autoroutiers puissent jouer un rôle significatif dans les réseaux écologiques favorables aux amphibiens, ajouté aux caractéristiques biphasiques de ces espèces, montre que la prise en charge des pratiques inhérentes à la bonne conservation de ces espèces et de leurs habitats ne doit pas être de la seule responsabilité des gestionnaires autoroutiers. Cependant, cela suppose de prendre en compte les impératifs (techniques, réglementaires) des acteurs concernés, qu'ils soient gestionnaires d'infrastructures ou responsable de la gestion d'un milieu adjacent, ainsi que leur capacité à travailler de concert avec les autres acteurs impliqués. Il s'agit donc d'appréhender les bassins autoroutiers et l'enjeu amphibien qui les caractérise sous l'angle d'un système complexe intégrant les interactions (et boucles de rétroaction) entre la sphère écologique et la sphère sociale.

---

### **3. Les systèmes socio-écologiques, un autre point de vue sur les bassins autoroutiers et la conservation des amphibiens**

Dans le contexte actuel au sein duquel la pression des activités humaines sur les écosystèmes se fait de plus en plus prégnante, les enjeux environnementaux et sociaux auxquels nous sommes confrontés exigent une meilleure compréhension des liens complexes et évolutifs entre les écosystèmes et les sociétés humaines (Rockström *et al.*, 2009 ; Fischer *et al.*, 2015). Comme évoqué dans le chapitre 7, les systèmes socio-écologiques (SSE) – aussi nommé « socio-écosystèmes » – sont constitués de systèmes sociaux incluant ce qui relève de la sphère humaine, l'économie, les relations sociales et les institutions, en interaction avec des systèmes écologiques englobant les communautés d'organismes vivants non-humains qui interagissent les uns avec les autres et avec leur environnement (Folke *et al.*, 2004). Ainsi, la modélisation d'un SSE *bassins autoroutiers – amphibiens – territoires adjacents* a permis de prendre en compte les interrelations entre ces deux types de systèmes, humains et écologiques, ainsi que les dynamiques se produisant au sein même de ces systèmes, le tout selon une logique d'échelles spatiales et temporelles emboîtées (Holling, 2001).

Tout d'abord, comme cela a été souligné précédemment, les amphibiens sont dépendants d'une unité fonctionnelle (Duguet *et al.*, 2003) caractérisée par une mosaïque de milieux, divers dans leur nature, leurs dynamiques, mais aussi par les fonctions auxquelles ils répondent pour les groupes humains et les pratiques de gestion dont ils font l'objet. De fait, envisager la conservation de ces espèces nécessite de prendre en compte la structure et le fonctionnement de ces unités fonctionnelles. Il s'agit d'appréhender leur fonctionnement écologique, en incluant notamment les bassins autoroutiers colonisés et leurs interactions avec les milieux adjacents, mais également de comprendre les processus sociaux qui caractérisent ces unités fonctionnelles, les activités humaines qui en dépendent, ainsi que les modes de représentations associés aux différents éléments naturels ou anthropiques qu'elles contiennent. Dans un même temps, appréhender les interactions entre système social et système écologique existantes autour des bassins autoroutiers a permis de considérer ces ouvrages dans la pluralité de leurs fonctions, écologiques comme techniques, et de questionner les logiques inhérentes aux pratiques de gestion mises en place au sein des unités fonctionnelles auxquelles ils participent, en tenant compte de la manière dont les acteurs concernés se représentent les objets étudiés et leurs interactions (Mathevet *et al.*, 2011).

Cette étude met en lumière le fait que développer des pratiques de gestion des bassins autoroutiers dans un objectif d'une adéquation entre leurs fonctions techniques et leurs fonctionnalités écologiques n'est envisageable que sous certaines conditions. Ainsi, cela nécessite que l'ensemble des acteurs, en charge de la gestion des différents milieux qui composent les unités fonctionnelles étudiées, constituent un système d'intendance (Mathevet et Bousquet, 2014) de ces espaces, c'est-à-dire un système de gestion contractualisé permettant de répondre aux besoins de conservation de la nature, tout en prenant en compte le contexte humain dans lequel ils s'inscrivent (Sabaté *et al.*, 2013). Cela suppose des acteurs qu'ils envisagent les bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux, comme de véritables habitats potentiels inclus dans le système écologique. Cela nécessite également, de la part de ces acteurs, une reconnaissance d'une solidarité écologique (Mathevet *et al.*, 2010 ; Mathevet, 2012) entre leurs territoires d'action, c'est-à-dire l'existence d'échanges biologiques entre les emprises de l'infrastructure autoroutière et les milieux adjacents. Enfin, cela requiert de ces acteurs qu'ils considèrent les autres acteurs impliqués comme des partenaires potentiels dans ce processus de gestion partagée. De plus, identifier des pratiques de gestion susceptibles de permettre le maintien, à la fois, des fonctions techniques et des fonctionnalités écologiques des bassins autoroutiers, suppose de la part des acteurs concernés, de reconnaître le caractère évolutif des phénomènes écologiques, notamment au regard des changements climatiques actuels et à venir (Mathevet et Guillemain, 2016). Cette reconnaissance peut aboutir à la mise en place d'une gestion adaptative des ouvrages d'eaux pluviales. Ce type de gestion, reposant à la fois sur l'apprentissage et sur la prise en compte de l'incertitude inhérente aux dynamiques écologiques, implique l'élaboration de pratiques en fonction des connaissances actuelles, mais accompagnées d'un protocole de suivi dont les résultats seront à l'origine d'une adaptation des dites mesures.

Ainsi, les entretiens menés auprès des acteurs des deux terrains d'étude ont montré l'importance des représentations, individuelles et collectives, tant sur la capacité des milieux artificialisés à intégrer des fonctionnalités écologiques, que sur le rôle que peuvent jouer les gestionnaires de ces milieux dans les projets de conservation de la biodiversité. L'enjeu est donc double pour les scientifiques. S'il est nécessaire de développer les études sur les potentialités écologiques qu'offrent les milieux artificialisés, il revient également aux scientifiques de questionner l'influence des représentations qui leurs sont associées et les conditions de leur évolution.

---

De même, si les socio-écosystèmes sont ici abordés d'un point de vue spatial, au regard de la proximité de milieux de natures diverses et de l'intersection de pratiques mises en œuvre sur des espaces contigus, il conviendrait également d'intégrer, dans la modélisation des interactions entre les systèmes écologiques et sociaux, les différentes temporalités inhérentes aux dynamiques sociales et écologiques. Ainsi, il s'agit de prendre en compte « *un enchevêtrement de temporalités différentes* », écologiques mais aussi technico-économiques, sociales et scientifiques (Froger et Plumecocq, 2018). De fait, cette recherche d'adéquation entre fonction technique et fonctionnalités écologiques au sein des bassins autoroutiers révèle une problématique plus globale d'adéquation entre les logiques socio-politiques de l'aménagement territorial et les dynamiques spatio-temporelles des processus écologiques qui ont lieu sur ces mêmes espaces.

Si cette thèse tend à mettre en lumière les potentialités écologiques que peuvent offrir des milieux artificialisés, tels que les bassins autoroutiers, dans la conservation de la biodiversité, il convient de rappeler que les dynamiques écologiques qui les caractérisent aujourd'hui sont directement liées à la dégradation toujours croissante des milieux naturels et contre laquelle il est nécessaire de lutter (Cézilly et Taxis, 1996). Néanmoins, il est désormais possible d'appréhender ces ouvrages comme de potentiels habitats pour les amphibiens, que ce soit dans le cadre de futurs projets de construction, ou d'infrastructures existantes, en tenant compte, dans les pratiques de gestion mises en œuvre, de leur possible inclusion dans les réseaux écologiques favorables aux espèces qui les utilisent.

## Bibliographie

- ALDRIDGE, C. L., BOYCE, M. S. & BAYDACK, R. K. (2004). Adaptive management of prairie grouse: how do we get there ? *Wildlife Society Bulletin*, 32(1), pp. 92-103.
- ALEXANDRE, F. & GUENIN, A. (2016) « Chapitre 11 - Biogéographie. De la marginalisation à une science de l'environnement interdisciplinaire », In : CHARTIER, D., & RODARY, E. (dir.), *Manifeste pour une géographie environnementale*, Presses de Sciences Po (ed.), pp. 279-304.
- ALLAG-DHUISME, F., BARTHOD, C., BIELSA, S., ET AL. (2010). *Prise en compte des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques par les grandes infrastructures linéaires de l'État et de ses établissements publics – troisième document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France*. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue. MEEDDM ed., 94 p
- ANTLE, J. M., & STOORVOGEL, J. J. (2006). Predicting the supply of ecosystem services from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 88(5), pp. 1174-1180.
- APRR (2019). « L'autoroute côté nature : une biodiversité d'une richesse méconnue » [en ligne] <http://www.aprr.fr/fr/actualites/rouler-vert-l-autoroute-cote-nature-une-biodiversite-d-une-riche-ssse-meconnue> [consulté le 24.04.2019].
- ARNOULD, P., LE LAY, Y., DODANE, C. & MELIANI, I. (2011). La nature en ville : l'improbable biodiversité. *Géographie, Économie, Société*, 13(1), pp. 45-68.
- ASAH, S.T. (2008). Empirical social-ecological system analysis : from theoretical framework to latent variable structural equation model. *Environmental Management*, 42 (6), pp. 1077-1090
- ASCENSÃO, F. & CAPINHA, C. (2017). « Aliens on the move: transportation networks and non-native species ». In : BORDA-DE-ÁGUA, L., BARRIENTOS, R., BEJA, P. & PEREIRA, H. M. (eds.) *Railway Ecology*, Springer, Cham (Switzerland), pp. 75-80.
- ASKENAZY, P., GOURIER, D., LEDUC, M., ET AL. (2019). *Des liens d'intérêts aux conflits d'intérêts dans la recherche publique*. COMETS, avis n°2019-39.
- AYRES, R. U. (1978). *Resources, environment and economics. Applications of the materials energy balance principle*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- BABBITT, K.J. (2005). The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management* 13(3), pp. 269-179.
- BABBITT, K. J., BABER, M. J., & BRANDT, L. A. (2006). The effect of woodland proximity and wetland characteristics on larval anuran assemblages in an agricultural landscape. *Canadian Journal of Zoology*. 84(4), pp. 510–519.



- 
- BACCINI, P., & BADER, H.-P. (1996). *Regionaler Stoffhaushalt, Erfassung, Bewertung und Steuerung*. Spectrum Verlag, Heidelberg, Germany.
- BAKER, B. J., & RICHARDSON, J. M. L. (2006). The effect of artificial light on male breeding-season behaviour in green frogs, *Rana clamitans melanota*. *Canadian Journal of Zoology- Revue Canadienne De Zoologie*, 84(10), pp. 1528–1532.
- BALDWIN, R.F., CALHOUN, A.J.K. & DEMAYNADIER, P.G. (2006). Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *Journal of herpetology*, 40(4), pp. 442-453.
- BALKENHOL, N. ET WAITS, L. P. (2009). Molecular road ecology: Exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18(20), pp. 4151–4164.
- BARBAULT, R. (1993). Une approche écologique de la biodiversité. *Natures Sciences Sociétés*, 1(4), pp. 322-329.
- BARBAULT, R. (2006) « La conservation et la gestion de la biodiversité : un défi pour l'interdisciplinarité ». In : LEGAY J.M. *L'interdisciplinarité dans les sciences de la vie*. Edition Quae, pp. 151-169.
- BARBAULT, R. (2008) *Écologie générale. Structure et fonctionnement de la biosphère*. Dunod, 6<sup>e</sup> édition.
- BARRIOZ, M. & MIAUD, C. (coord.) (2016). *Protocole de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien*. Société herpétologique de France.
- BASSI, C. (2013) “Les impacts cumulés dans les projets d'infrastructures linéaires. Problématiques et élément de réflexion”. In : LUGINBÜHL, Y. (dir.) *Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages Des liaisons dangereuses ? La documentation française*, pp. 153-161.
- BASTIAN, O., HAASE, D. & GRUNEWALD, K. (2012). Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators*, 21, pp. 7-16.
- BATEMAN, J. A. (2014). Effects of Stormwater Ponds on Calling Amphibian Communities in Monroe County, NY. *Environmental Science and Biology Theses*, 65 p.
- BATTIN, J. (2004). *When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations*. *Conservation Biology*, 18(6), pp. 1482-1491.
- BAUDRY, J. (2002). Les échelles d'espace et de temps en écologie de la restauration. *Revue d'écologie*, supplément 9.
- BAULAZ, Y. (2020). *Évolution des écosystèmes des grands lacs alpins et leurs services écosystémiques à l'épreuve des pollutions*. Mémoire de thèse, Université Savoie Mont Blanc, Chambéry (FR), 482 p.

- BECKER, C., C. FONSECA, C. HADDAD & P. PRADO. (2010). Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conservation Biology*, 24(1), pp. 287-294.
- BEDARD, M. & LAJARGE, R. (2018). Prolifération et rareté du concept de territorialité au sein des sciences territoriales. Proposition d'une grille d'interprétation. *CIST 2018 - Représenter les territoires / Representing territories*, CIST, Rouen (FR).
- BEE, M. A. & SWANSON, E. M. (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74(6), pp. 1765-1776.
- BEEBEE T. J. C. (1996), *Ecology and conservation of amphibians*, Chapman and Hall, London, UK.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R (1996). *Ecology : individuals, populations and communities*, Oxford, Blackwell Scientific Editions, 1068 p.
- BEIER, P., & NOSS, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity ? *Conservation Biology*, 12(6), pp. 1241-1252
- BEJA, P. ET ALCAZAR, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114, pp. 317-326.
- BEKKER H. & IUELL B. (2004). « Chapter 1 - Habitat fragmentation due to infrastructure ». In : IRWIN, C. L., GARRETT, P., MCDERMOTT K. P. (eds). *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, pp. 1-14.
- BELLAMY, P.E., SHORE, R.F., ARDESHIR, D., ET AL. (2000). Road verges as habitat for small mammals in Britain. *Mammal Review*, 30(2), pp. 131–139.
- BENITEZ-LOPEZ, A., ALKEMADE, R. & VERWEIJ, P.A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations : A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1307–1316.
- BENNETT, A.F. (1999). *Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. UICN, 254 p.
- BERATAN, K. K. (2007). A cognition-based view of decision processes in complex social–ecological systems. *Ecology and Society*, 12(1), 27 p.
- BERGES, L., ROCHE, P., & AVON, C. (2010). Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue. *Sciences Eaux et Territoires*, 3, pp. 34–39.
- BERGES, L., GOSSELIN, M., GOSSELIN, F., ET AL. (2002). Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : éléments de méthode. *Ingénieries*, numéro spécial, pp. 45–55.

- 
- BERKES, F. & FOLKE, C. (eds.) (1998) *Linking Social and Ecological Systems : Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- BERKES, F. & ROSS, H. (2016). Panarchy and community resilience: Sustainability science and policy implications. *Environmental Science & Policy*, 61, pp. 185-193.
- BERTHIER, A. (2019) *Oiseaux urbains ? Les conditions d'une cohabitation humains – animaux dans le Grand Paris*. Thèse de doctorat, Université Paris 1 – Panthéon Sorbonne, Paris.
- BERTRAND, G. (1978). Le paysage entre la nature et la société. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen*, 49(2), pp. 239-258.
- BESSE, J. M. (1997). « Les sens de la nature dans les discours philosophiques » In : BESSE, J-M ET ROUSSEL, I. (dir.), *Environnement. Représentations et concepts de la nature*, Paris, L'Harmattan, pp. 35-50.
- BIGGS, J., EWALD, N., VALENTINI, A., ET AL. (2015). *Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (Triturus cristatus)*. *Biological Conservation*, 183, pp. 19-28.
- BILLE, R., CURY, P., LOREAU, M. & MARIS, V. (2014). *Biodiversité : vers une sixième extinction de masse*. Montreuil : La Ville Brûle, collection 360, 199 p.
- BILLON, L. & ROUVEYROL, P. (2019). *Natura 2000 et Trame verte et bleue : Analyse de la contribution respective d'un réseau à l'autre*. UMS 2006 Patrimoine naturel, AFB, CNRS, MNHN, Paris, rapport technique, 21 p.
- BINDER, C. R., HINKEL, J., BOTS, P. W., & PAHL-WOSTL, C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4), 19 p.
- BIROU, A. (1966). *Vocabulaire pratique des sciences sociales*. Edition Économie et humanisme.
- BIRX-RAYBUCK, D. A., PRICE, S. J., & DORCAS, M. E. (2010). Pond age and riparian zone proximity influence anuran occupancy of urban retention ponds. *Urban Ecosystems*, 13(2), pp. 181-190.
- BISHOP, C. A., STRUGER, J., BARTON, D. R., ET AL. (2000). Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto Area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35(3), pp. 399–435.
- 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(1), pp. 60–71.
- BOLGER, D.T., SCOTT, T.A. & ROTENBERRY, J.T (2001). Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation*, 102(2), pp. 213-224.

- BONIS, A. (2014). Hydropériode des zones humides : un enjeu décisif pour la structure des communautés végétales et leur diversité. *Ecologie des zones humides*, pp. 102–151.
- BONTE, D., VAN DYCK, H., & BULLOCK, J. M. (2012) Costs of dispersal. *Biological Reviews*, 87(2), pp. 290–312.
- BORDESSOULE, A. (1952) Le remembrement rural dans le Loiret. *Population*, 7(1), p. 174.
- BORMANN, B. T., MARTIN, J. R., WAGNER, G. H., ET AL. (1999) « Adaptive management ». In : SEXTON W. T., MALK A. J., SZARO R. C. & JOHNSON N. C. (Eds), *Ecological stewardship. A common reference for ecosystem management*, Oxford, England, Elsevier, p. 505-534.
- BORTOLAMIOL, S., RAYMOND, R., & SIMON, L. (2017). Territoires des humains et territoires des animaux : éléments de réflexions pour une géographie animale. *Annales de géographie*, Armand Colin, 4, pp. 387-407.
- BOULEAU, G. (2017). *La politique des motifs environnementaux*. Mémoire de projet (volume II) proposé en vue de l'obtention de l'habilitation à diriger des recherches, Irstea Bordeaux (Unité Environnement, Territoires, Infrastructures), 133 p.
- BOULEAU, G. (2019). *Politisisation des enjeux écologiques : De la forme au motif environnemental*. ISTE Group, 188 p.
- BOUMANS, R., COSTANZA, R., FARLEY, J., ET AL. (2002). Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics*, 41(3), pp. 529-560.
- BRAND, A. B., & SNODGRASS, J. W. (2010). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes: Contributed paper. *Conservation Biology*, 24(1), 295–301.
- BRAND, A. B., SNODGRASS, J. W., GALLAGHER, M. T., ET AL. (2010) Lethal and sublethal effects of embryonic and larval exposure of *Hyla versicolor* to stormwater pond sediments. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 58(2), pp. 325–331.
- BRUNET R., FERRAS R. & THIERY H. (1992). *Les mots de la Géographie, dictionnaire critique*. Montpellier, Reclus-La Documentation française, 3e édition (2005), 518 p.
- BRUNNER, P. H., & RECHBERGER, H. (2005). *Practical handbook of material flow analysis*. Lewis, New York, USA.
- BUNN, A.G., URBAN, D.L. & KEITT, T.H. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, vol. 2, n°10, pp. 265-278.
- BUREL, F. & BAUDRY, J. (1999). *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Ed. Tec & Doc, Paris, 362 p.

- 
- BURNS, S. J. (1999). The natural step: a compass for environmental management systems. *Corporate Environmental Strategy*, 6(4), pp. 3-15.
- CAMARGO J. A., ALONSO A., & SALAMANCA A. (2005) Nitrate toxicity to aquatic animals : A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58 (9), pp. 1255–1267.
- CAMPBELL, K. R. (1994). Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(3), pp. 352–356.
- CANALS, R. M., FERRER, V., IRIARTE, A., CARCAMO, S., ET AL. (2011). Emerging conflicts for the environmental use of water in high-valuable rangelands. Can livestock water ponds be managed as artificial wetlands for amphibians ? *Ecological Engineering*, 37(10), pp. 1443–1452.
- CARO T. M. (2003). Umbrella species : critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation*. 6(2), pp. 171-181.
- CARPENTER, S. R., BENSON, B. J., BIGGS, R. ET AL. (2007). Understanding regional change : A comparison of two lake districts. *Bioscience*, 57(4), pp. 323–335
- CATFORD, J. A., DAEHLER, C. C., MURPHY, H. T., ET AL. (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(3), pp. 231–24.
- CBNBP (ROBOÜAM N.) (2018) « Etangs, bocage et boisements de l'est de la Puisaye du Loiret – ZNIEFF Continentale de type 2 ». Identifiant 240031677. INPN, SPN-MNHN Paris, 24 p. Disponible sur : <https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/240031677.pdf>
- CEREMA (2019) *Amphibiens et dispositifs de franchissement des infrastructures de transport terrestre*. Collection : Connaissances, 58 p.
- CEZILLY, F. & TARIS, J. P. (1997) « L'importance écologique des milieux artificiels : le cas des oiseaux d'eau coloniaux » In : BAUDOT, P., BLEY, D., ET AL. *Impact de l'Homme sur les milieux naturels : perceptions et mesures*. Travaux de la Société d'Ecologie Humaine, pp. 199-208
- CGDD & SOES (2009) *CORINE Land Cover France - Guide d'utilisation*. Paris – Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire, 22 p.
- CGDD (2016). *Chiffres clés du transport*, édition 2016, Disponible sur : <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/reperes-transport-ed2016-a.pdf>
- CHANG, Y. H., WANG, H. W., & HOU, W. S. (2011). Effects of construction materials and design of lake and stream banks on climbing ability of frogs and salamanders. *Ecological engineering*, 37(11), pp. 1726-1733.
- CHARTIER, D. & RODARY, E. (2016). *Manifeste pour une géographie environnementale : Géographie, écologie, politique*. Paris : Presses de Sciences Po.

- CHAURAND, J. (2017). *La cohérence interterritoriale des projets de continuités écologiques. L'exemple de la politique trame verte et bleue en France*. Thèse de doctorat : Science de l'environnement, AgroParisTech, Montpellier (FR).
- CHESTER, E. T., & ROBSON, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, pp. 64-75.
- CHEVALIER, F. & MEYER, V. (2018). « Chapitre 6. Les entretiens ». In : CHEVALIER, F. (éd.), *Les méthodes de recherche du DBA*. Caen, France : EMS Editions, pp. 108-125.
- CHEVASSUS-AU-LOUIS, L. (2012), Les services écologiques des forêts : définition des concepts, origine et typologies, *Revue Forestière Française*, 64, p.213-224.
- CLAP F. & MORAL V. (2010). *Biodiversité & Collectivités : Panorama de l'implication des collectivités territoriales pour la préservation de la biodiversité en France métropolitaine*. Comité français de l'UICN, Paris (FR).
- CLAUZEL, C., GIRARDET, X., & FOLTETE, J. C. (2013). Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. *Journal of environmental management*, 127, pp. 125-134.
- CLAUZEL, C., BANNWARTH, C., & FOLTETE, J. C. (2015). Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation*, 23, pp. 98-107.
- CLAUZEL, C., FOLTETE, J. C., GIRARDET, X., & VUIDEL, G. (2017) *Graphab 2.0 Manuel d'utilisation.*, version 2017.
- CLAVAL, P. (1998). *Histoire de la géographie française : De 1870 à nos jours*. Éditions Nathan, Paris, 543 p.
- CLEVENOT, L., DE CHASTENET, C., FRASCARIA, N., ET AL. (2017). Do Linear Transport Infrastructures provide a potential corridor for urban biodiversity? Case study in Greater Paris, France. *Cybergeog : European Journal of Geography [En ligne]*, Environnement, Nature, Paysage, document 803.
- CLEVENOT, L., CARRÉ, C., & PECH, P. (2018). A review of the factors that determine whether stormwater ponds are ecological traps and/or high-quality breeding sites for amphibians. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 40 p.
- COFFIN, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), pp. 396-406.
- COLBURN, E. A. (2004). *Vernal pools: natural history and conservation*. McDonald & Woodward Publishing Company, Blacksburg, Virginia, 426 p.
- COLLINS, S. J., & RUSSELL, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution*, 157(1), pp. 320–324.

- 
- COMOP, T. (2010). *Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques. Premier document en appui à la mise en œuvre de la trame verte et bleue en France*, Cemagref et MEEDDM.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., *ET AL.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630), pp. 253–260.
- COUVET D. & VANDEVELDE J.-C. (2014) « Chapitre 7. Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social », *In* : CASETTE, E. (éd.), *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*. Paris, Editions Matériologiques, « Sciences & philosophie », pp. 181-208.
- CUBIZOLLE, H., & SACCA, C. (2004). Quel mode de gestion conservatoire pour les tourbières ? L'approche interventionniste en question. *Géocarrefour*, 79(4), pp. 285-302.
- DAILY, G. C. (ed.) (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C., Island Press.
- DANTONEL-COR, N. (2009) « Les collectivités territoriales et l'environnement ». *In* : PETIT, Y. (dir.) *Droit et politiques de l'environnement*, La Documentation française, collection Les Notices, p. 112.
- DAUGEARD, M. (2016), Pour une géographie environnementale, *Confins* [En ligne], URL : <http://journals.openedition.org/confins/10808> [consulté le 27 juin 2019].
- DAVIDSON, N. C. (2014). How much wetland has the world lost ? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), pp. 934-941.
- DEBRAY, A. (2011) La notion de réseau écologique en France : construction scientifique, appropriation par les politiques publiques et traduction territoriale. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Débats et Perspectives.
- DEBRAY, A. (2015). *La trame verte et bleue, vecteur de changement des politiques de protection de la nature ou des politiques d'aménagement ?* Thèse de doctorat, Université François Rabelais de Tours, 551p.
- DECOUT, S. & LUQUE, S. (2010). *ECOTRAM Comparaison de méthodes pour l'application de la trame verte et bleue en Région Rhône-Alpes : Approche intégrée de diagnostic de connectivité appliqué aux amphibiens*. Rapport technique, Cemagref et Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement.
- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A., & BOUMANS, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), pp. 393-408.
- DEJEAN, T., VALENTINI, A., DUPARC, A., *ET AL.* (2011). Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. *PloS one*, 6(8), document e23398.

- DELGADO-SERRANO, M. D. M., & RAMOS, P. A. (2019). Making Ostrom's framework applicable to characterise social ecological systems at the local level. *International Journal of the Commons*, 9(2), pp. 808–830.
- DELIBES, M., GAONA, P., & FERRERAS, P. (2001). Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *The American Naturalist*, 158(3), pp. 277–285.
- DEMAYNADIER, P. G., & HUNTER, M. L. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3(3-4), p. 230–261.
- DEMEULENAERE, E. (2009), « Agriculteurs et chercheurs dans la gestion à la ferme des ressources génétiques : dynamiques d'apprentissage de la biodiversité », In : HERVIEU B. & HUBERT B., *Sciences en campagne, Regards croisés, passés et à venir*. Edition de l'Aube, pp. 189-199.
- DEMEYRIER, V., LAMBRECHTS, M. M., PERRET, P. & GREGOIRE, A. (2016). Experimental demonstration of an ecological trap for a wild bird in a human-transformed environment. *Animal Behaviour*, 118, pp. 181–90.
- DENOEL, M. (2005) Persistence and dispersion of an introduced population of alpine newt (*Triturus alpestris*) in the limestone plateau of Larzac (Southern France). *Revue d'Ecologie-La Terre et la Vie*, 60(2), pp. 139–148
- DENOEL, M., BICHOT, M., FICETOLA, G., ET AL. (2010). Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aquatic Toxicology*, 99(2), pp. 275-280.
- DEPRAZ, S. (2013) « Nature industrielle, espace protégé urbain : le dépassement des oxymores », In : BRUNO L. & LEZY E. (dir.), *BiodiverCités : les aires protégées urbaines, des laboratoires grandeur nature*, Paris : ed. Le Manuscrit, pp. 59-80.
- DE REDON, L., MACHON, N., KERBIRIOU, C., & JIGUET, F. (2010). Possible effects of roadside verges on vole outbreaks in an intensive agrarian landscape. *Mammalian Biology*, 75(1), pp. 92-94.
- DI MEO, G. (1998). De l'espace aux territoires : éléments pour une archéologie des concepts fondamentaux de la géographie. *L'Information Géographique*, 62(3), pp. 99-110.
- DI MEO, G. (2006) Les territoires de l'action. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 48, pp. 7-17.
- DI PIETRO, F., CHAUDRON, C., & PERRONNE, R. (2016). Les dépendances vertes dans les paysages agricoles : prendre en compte les milieux adjacents à la route. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 24.
- DODD, C. K., & CADE, B. S. (1998). Movement Patterns and the Conservation of Amphibians Breeding in Small, Temporary Wetlands. *Conservation Biology*, 12(2), pp. 331–339.
- DODD, C. (2010). *Amphibian ecology and conservation : a handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford, New York, United States.



- 
- DONOVAN, T. M. & THOMPSON III, F. R. (2001). Modeling the ecological trap hypothesis : a habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications*, 11(3), pp. 871–882.
- DORTIER, J.-F., GOLDBERG, J., STASZAK, J.-F., & MILHAUD, O. (2005). Y a-t-il une géographie du territoire animal ? *Café géographique de Paris*, compte-rendu. Disponible sur : <http://www.cafe-geo.net/wp-content/uploads/geographie-territoire-animal.pdf>
- DREAL AUVERGNE (2015a), « Diagnostic et enjeux de préservation et de remise en bon état des continuités écologiques de l’Auvergne », *In : Schéma Régional de Cohérence Écologique Auvergne*, DREAL Auvergne et Conseil régional (ed.), 238 p.
- DREAL AUVERGNE (2015b) « Le plan d’action stratégique », *In : Schéma Régional de Cohérence Écologique Auvergne*, DREAL Auvergne et Conseil régional (ed.), 77p.
- DREAL CENTRE (2014a) « Volume 1 - Diagnostic du territoire régional », *In : Schéma Régional de Cohérence Écologique du Centre*, DREAL Centre et Région Centre (ed.), 149p.
- DREAL CENTRE (2014b) « Volume 2 – Composantes de la trame verte et bleue régionale », *In : Schéma Régional de Cohérence Écologique du Centre*, DREAL Centre et Région Centre (ed.), 105p.
- DREAL CENTRE (2014c) « Volume 3 : Enjeux régionaux, plan d’action et dispositif de suivi », *In : Schéma Régional de Cohérence Écologique du Centre*, DREAL Centre et Région Centre (ed.), 56p.
- DREAL REUNION (2014) *Étude préalable d’identification et de cartographie des réseaux écologiques à la Réunion*. Direction de l’environnement, de l’aménagement et du logement de la Réunion, 27 pages.
- DUGUET, R., MELKI, F. & ACEMAV ASSOCIATION. (2003). *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Biotope. 480 p.
- DUVEEN, G., & MOSCOVICI, S. (2000). *Social representations : Explorations in social psychology*. Polity : Cambridge, Oxford.
- DWERNYCHUK, L.W. & BOAG, D. A. (1972). Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap ? *Canadian Journal of Zoology* 50(5), pp. 559-563.
- EGAN, R. S. & PATON, P. W. C. (2004). Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands*, 24(1), pp. 1-13.
- EGEA-SERRANO, A., RELYEA, R. A., TEJEDO, M., TORRALVA, M. (2012). Understanding of the impact of chemicals on amphibians: A meta-analytic review. *Ecology and evolution*, 2(7), pp. 1382-1397.
- EPPE, C.W., PALSBOLL, P.J., WEHAUSEN, J.D., ET AL. (2005) Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecological Letters*, 8(10), pp. 1029-1038.

- ETIENNE, M., DU TOIT, D. R., & POLLARD, S. (2011). ARDI: a coconstruction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and Society*, 16(1), 44p.
- EUROSTAT (1999). *Towards environmental pressure indicators for the EU*. First Report. Panorama of the European Union, Theme 8, Environment and energy. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- FABOS J.G. & AHERN J. (eds.) (1996). Greenways: The beginning of an international movement, *Landscape Urban Planning*, 33, pp.1-481.
- FAHRIG, L. & RYTWINSKI, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*, 14(1), pp. 21–41.
- FAHRIG, L., BAUDRY, J., BROTONS, L., ET AL. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2), pp. 101–112.
- FAHRIG, L. (2017a). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, pp. 1-23.
- FAHRIG, L. (2017b). Forty years of bias in habitat fragmentation research. *Effective conservation science : Data not dogma*, p. 32-38.
- FAHRIG, L., ARROYO-RODRIGUEZ, V., BENNETT, J. R., ET AL. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity ? *Biological conservation*, 230, pp. 179-186.
- FISCHER, J., GARDNER, T. A., BENNETT, E. M., ET AL. (2015). Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp. 144-149.
- FLETCHER JR, R. J., DIDHAM, R. K., BANKS-LEITE, C., ET AL. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity ? *Biological conservation*, 226, pp. 9-15.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., ELMQVIST, T. (2002). Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO: A journal of the human environment*, 31(5), pp. 437-440.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., ET AL. (2004) Regime shift, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, pp. 557–581.
- FOLKE, C. (2006) Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), pp. 253-267.
- FOLKE, C., BIGGS, R., NORSTRÖM, A. V., ET AL. (2016). Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society*, 21(3), 41 p.
- FOLTÊTE, J.-C., CLAUZEL C., & VUIDEL G. (2012a). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, pp. 316-327.

- 
- FOLTÊTE, J.-C., CLAUZEL, C., VUIDEL, G., & TOURNANT, P. (2012b). Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology*, 27(4), pp. 557-569.
- FORMAN, R. T. & ALEXANDER, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29(1), pp. 207–231.
- FORMAN, R. T. & GODRON, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31(10), pp. 733-740.
- FOUCART, C., (2015) *Les bandes enherbées, d'importants habitats pour l'entomofaune auxiliaire de culture dans la mosaïque agricole : Quelles gestions et potentialités ?* Associations Lestrem Nature et CPIE Chaîne des terrils, Mémoire de stage, 127 p.
- FRANE (2015). *Appréhender les compétences environnementales des collectivités territoriales et leurs groupements. Acte II et III de la décentralisation.* Fédération de la Région Auvergne pour la Nature et l'Environnement, 25 p.
- FROCHOT, B. (2002). Comment évaluer l'intérêt biologique des réaménagements de carrières ? *Revue d'écologie*, supplément 9, pp. 251-261.
- FROGER, G. & PLUMECOCQ, G. (2018). Faire entrer l'environnement dans l'économie. Temps, incertitudes et irréversibilités. *Revue française des Socio-Économie*, 21(2), pp. 39-58.
- GAGNÉ, S. A. & FAHRIG, L. (2007). Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology*, 22(2), pp. 205-215.
- GALLAGHER, M. T., SNODGRASS, J. W., BRAND, A. B., ET AL. (2014). The role of pollutant accumulation in determining the use of stormwater ponds by amphibians. *Wetlands ecology and management*, 22(5), pp. 551–564.
- GARDNER, R.C., BARCHIESI, S., BELTRAME, C., ET AL. (2015). *State of the World's Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses.* Ramsar Briefing Note no. 7. Gland, Switzerland, Ramsar Convention Secretariat.
- GASSER, M., VARLET, J., & BAKALOWICZ, M. (2004). *Autoroutes et aménagements : interactions avec l'environnement.* PPUR presses polytechniques, 328 p.
- GEAL, S., GUY, D., GABER, J., ET AL. (1997). *L'eau et la route : dispositif de traitement des eaux pluviales.* SETRA, 7, 166 p..
- GENELETTI, D. (2004). Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5(1), pp. 1-15.
- GENIN, A. & ALEXANDRE, F. (2011). *Géographie de la végétation terrestre. Modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes,* Paris, Colin, 302 p.
- GEOC. (2013). *Saisine « dérangement ».* Avis du 31 mai 2013. GEOC. 17 p.

- GILBERT, M. (2006). « Croyances collectives », In : MERSURE, S. & SAVIDAN, P. (dir.), *Le dictionnaire des Sciences Humaines*, Paris, PUF, pp. 225-229.
- GILBERT, N. (2009). Efforts to sustain biodiversity fall short. *Nature*, 462(7271), pp. 263-263.
- GILLESPIE, G. R. (2001). The role of introduced trout in the decline of the spotted tree frog (*Litoria Spenceri*) in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100(2), pp. 187–198.
- GIRARDET, X. & CLAUZEL, C. (2018). *Graphab. 14 réalisations à découvrir. Actes de la journée "Retour d'expérience sur Graphab" du 27 juin 2017*. Théma / Ladyss, France.
- GLEDHILL, D. G., JAMES, P., & DAVIES, D. H. (2008). Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 23(10), pp. 1219–1230.
- GODET, L. (2010). La « nature ordinaire » dans le monde occidental. *L'Espace géographique*, 39(4), pp. 295-308.
- GODET, L. (2015). « La conservation de la biodiversité dans un contexte de changements globaux ». In : MATHEVET, R. & GODET, L. (dir.), *Pour une géographie de la conservation, Biodiversités, natures et sociétés*. Paris l'Harmattan, Colloques & Rencontres, pp. 113-128.
- GOSSELIN, F. (1996). *A journey into the country of spotted owls*. Paris, ENGREF, 258 p.
- GOSSELIN, F. (2004). Intégrer recherche scientifique en écologie et gestion dans le cadre de l'ingénierie écologique. Intérêts et limites. *Ingénieries EAT*, pp. 113-120.
- GRENIER, C. (2016). « Chapitre 1 - Antimalthusianisme ou Darwinisme : Des limites d'une géographie anti-écologiste à une politique des limites géographiques ». In : CHARTIER, D. & RODARY, E. (eds.), *Manifeste pour une géographie environnementale : Géographie, écologie, politique*, Paris : Presses de Sciences Po, pp. 57-78.
- GROLLEAU, G., MZOUGH, N. & THIEBAUT, L. (2008). Les « alliances vertes » entre les entreprises et les associations de protection de l'environnement : une réelle réconciliation ou une « instrumentalisation » réciproque ? *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, novembre, 4, pp. 617-633.
- GRUBB, J. (1973) Olfactory orientation in *Bufo woodhousei fowleri*, *Pseudacris clarki* and *Pseudacris streckeri*. *Animal Behaviour*, 21(4), pp. 726-732.
- GRUBB, J. (1975) Olfactory orientation in southern leopard frogs, *Rana utricularia*. *Herpetologica*, 31, pp. 219–221.
- GUERRY, A. D. & HUNTER JR, M. L. (2002). Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16(3), pp. 745-754.
- GUMUCHIAN, H., GRASSET, E., LAJARGE, R. & ROUX, E. (2003). *Les acteurs, ces oubliés du territoire*. Paris : Economica-Anthropos, 186 p.

- 
- GUNNELL, Y. (2009). « Chapitre 6 - Une longue co-évolution de l'homme et de la nature : ce que nous apprend la recherche sur les environnements du passé », *In* : GUNNELL, Y. (dir.), *Écologie et société*, Paris, Armand Colin, coll. « U », p. 126-144.
- GUNZBURGER M.S. AND TRAVIS J. (2005) Critical Literature Review of the Evidence for Unpalatability of Amphibian Eggs and Larvae. *Journal of Herpetology*, 39(4), pp. 547–571.
- H**ABERL, H., FISCHER-KOWALSKI, M., KRAUSMANN, F., *ET AL.* (2004). Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy*, 21(3), pp. 199-213.
- HAMER, A. J., LANE, S. J. & MAHONY, M. J. (2002), Management of freshwater wetlands for the endangered green and golden bell frog (*Litoria aurea*): roles of habitat determinants and space. *Biological Conservation*, 106(3), pp. 413–424.
- HAMER, A. J. & MCDONNELL, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141(10), pp. 2432-2449.
- HAMER, A. J. & ORGAN, A. K. (2008) Aspects of the ecology and conservation of the Growling Grass Frog *Litoria raniformis* in an urban-fringe environment, southern Victoria. *Australian Zoologist*, 34(3), pp. 393–407.
- HAMER, A. J., & PARRIS, K. M. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications*, 21(2), pp. 378–390.
- HANSKI, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396(6706), pp. 41–49.
- HARRISON, P. A., BERRY, P. M., SIMPSON, G., *ET AL.* (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services : a systematic review. *Ecosystem Services*, 9, pp. 191-203.
- HARTMAN, C. L. & STAFFORD, E. R. (1998). Crafting “enviropreneurial” value chain strategies through green alliances, *Business Horizons*, 41(2), pp. 62-72.
- HASSALL, C. & ANDERSON, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*, 745(1), pp. 137–149.
- HATCH, A. C. & BLAUSTEIN, A. R. (2003) Combined effects of UV-B radiation and nitrate fertilizer on larval amphibians. *Ecological Application*, 13(4), pp. 1083–1093.
- HÉBRARD-LABIT, C. (2006). Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l’assainissement pluvial. *Rapport technique, LCPC*. Disponible en ligne : <http://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/pluvial>.
- HEPENSTRICK, D., THIEL, D., HOLDEREGGER, R., & GUGERLI, F. (2012) Genetic discontinuities in roe deer (*Capreolus capreolus*) coincide with fenced transportation infrastructure. *Basic and Applied Ecology*, 13(7), pp. 631–638.
- HITCHINGS, S. P. & BEEBEE, T. J. C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations : implications for biodiversity conservation. *Heredity*, 79(2), pp. 117– 127.

- HOLDEREGGER, R. & DI GIULIO, M. (2010). The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), pp. 522–531.
- HOLLING, C. S. (2001). Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4(5), pp. 390-405.
- HOLLING, C. S. & ALLEN, C. R. (2002). Adaptive inference for distinguishing credible from incredible patterns in nature. *Ecosystems*, 5(4), pp. 319-328.
- HOLTMANN, L., PHILIPP, K., BECKE, C., & FARTMANN, T. (2017). Effects of habitat and landscape quality on amphibian assemblages of urban stormwater ponds. *Urban ecosystems*, 20(6), pp. 1249-1259.
- HOLZER, K. A. (2014). Amphibian use of constructed and remnant wetlands in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 17(4), pp. 955–968.
- HOULAHAN, J. E. & FINDLAY, C. S. (2003). The effects of adjacent land use on wet-land amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(9), pp. 1078-1094.
- HUBERT, C. (2005). *Les associations de protection de l'environnement et le droit : Quelles actions juridiques pour garantir un plus grand respect de l'environnement dans la décision ?*, Mémoire de sciences politiques (mention Politiques et administration), sous la direction de Charles Lagier, Sciences Po Lyon, 81p.
- I**PBES (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Advance unedited version, 6 mai 2019, 39 pages.
- J**EUSSET, A., VARGAC, M., BERTHEAU, Y., *ET AL.* (2016). Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for biodiversity in temperate landscapes? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 5(5), 11 p.
- JODELET, D. (1989). *Les représentations sociales*. Presses universitaires de France, Paris.
- JODELET, D. (2006) « Place de l'expérience vécue dans les processus de formation des représentations sociales » In : HASS, V. (dir.). *Les savoirs du quotidien. Transmissions, Appropriations, Représentations*. Rennes : Les Presses universitaires de Rennes, pp. 235-255.
- JOHNSON, J. R., KNOUFT, J. H., & SEMLITSCH, R. D. (2007). Sex and seasonal differences in the spatial terrestrial distribution of gray treefrog (*Hyla versicolor*) populations. *Biological Conservation*, 140(3-4), pp. 250-258.
- JOLY, P. & GROLET, O. (1996) Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing alpine newts (*Triturus alpestris*). *Acta Oecologica*, 17(6), pp. 599–608
- JOLY, P., MIAUD, C., LEHMANN, A. & GROLET, O. (2001). Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*, 15(1), pp. 239-248.

- 
- JOLY, P., MORAND, C. & COHAS, A. (2003). Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*, 326, pp. 132-139.
- JOLY, P. (2019). Behavior in a changing landscape: using movement ecology to inform amphibian conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, p. 155.
- JONES, N. A., ROSS, H., LYNAM, T. & PEREZ, P. (2014). Eliciting mental models: a comparison of interview procedures in the context of natural resource management. *Ecology and Society*, 19(1), 13 p.
- JUMEAU, J. (2017). *Les possibilités de dispersion et éléments d'habitat-refuge dans un paysage d'agriculture intensive fragmenté par un réseau routier dense : le cas de la petite faune dans la plaine du Bas-Rhin*. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, 420 p.
- JUMEAU, J., BOUCHARÉL, P., HANDRICH, Y., & BUREL, F. (2017). Road-related landscape elements as a habitat : A main asset for small mammals in an intensive farming landscape. *Basic and applied ecology*, 25, pp. 15-27.
- JUMEAU, J., LOPEZ, J., MORAND, A., ET AL. (2020). Factors driving the distribution of an amphibian community in stormwater ponds: a study case in the agricultural plain of Bas-Rhin, France. *European Journal of Wildlife Research*, 66(2), pp. 1-18.
- K**ARRAKER, N. E., GIBBS, J. P. & VONESH, J. R. (2008) Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications*, 18(3), pp. 724-734.
- KATS, L. B., PETRANKA, J. W. & SIH, A. (1988) Antipredator Defenses and the Persistence of Amphibian Larvae With Fishes. *Ecology*, 69(6), pp. 1865–1870.
- KATS, L. B. & FERRER, R. P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and distributions*, 9(2), pp. 99-110.
- KOKKO, H. & SUTHERLAND, W. J. (2001). Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research*, 3(5), pp. 537–551.
- KOVAR, R., BRABEC, M., VITA, R. & BOCEK, R. (2009) Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia*, 30(3), pp. 367–378.
- KRISTAN, W. B. (2003). The role of habitat selection behavior in population dynamics : source-sink systems and ecological traps. *Oikos*, 103(3), pp. 457-468.
- L**ABARRAQUE, D. (2016). Évaluer les services rendus par les dépendances vertes des infrastructures linéaires de transport : une démarche exploratoire. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 24.

- LAJARGE, R. (2012). *Territorialités en développement. Contribution aux sciences territoriales*. HDR, Université Grenoble Alpes, 3 tomes.
- LANDRY, C. (1994) « Émergence et développement du partenariat en Amérique du Nord », In : LANDRY C. & SERRE F. (dir.), *École et entreprise. Vers quel partenariat ?* Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 7-27.
- LARRERE, R., & LARRERE, C. (2010). Quelques réflexions sur la notion de biodiversité. *Sciences Eaux et Territoires*, 3(3), pp. 6-8.
- LE GLEAU, J.-P., PUMAIN, D. & SAINT-JULIEN, T. (1996). Villes d'Europe : à chaque pays sa définition. *Économie et statistique*, 294-295, pp. 9-23.
- LEGRAND, R., BERNARD, M. & BERNARD, T. (2006). *Recueil d'expériences : étudier, préserver les Chauves-souris en Auvergne autour des bâtiments, des souterrains, des ouvrages d'art et des milieux naturels*. Conservatoire des Espaces et Paysages d'Auvergne, Chauve-Souris Auvergne, 128 p.
- LE NEVE, A (2016), Phénologie des amphibiens en pays de Loire. DREAL/SRNP/DB Disponible sur : [http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/calendrier\\_activite\\_amphibiens\\_pdl.pdf](http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/calendrier_activite_amphibiens_pdl.pdf)
- LEPART, J., & MARTY, P. (2006). Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité L'exemple de la France. *Annales de géographie*, 651(5), pp. 485-507
- LEVEQUE, C., MUXART, T., VAN DER LEEUW, S., ET AL. (2002). « L'anthroposystème et la zone atelier : nouveaux concepts territorialisés de l'étude des interactions sociétés/milieux ». In : ALEXANDRE, F. & GENIN A. (eds), *Continu et discontinu dans l'espace géographique. Actes du colloque de Tours*, Tours : Presses de l'Université François Rabelais.
- LEVINS, R. (1969). Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *American Entomologist*, 15(3), pp. 237-240.
- LE VIOL, I. (2009) *Dynamique et répartition de la diversité : contribution pour une meilleure intégration dans les actions de conservation : l'exemple des dépendances vertes autoroutières*. Thèse de doctorat en écologie, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- LE VIOL, I., MOCQ, J., JULLIARD, R. & KERBIRIOU, C. (2009). The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142(12), pp. 3163-3171.
- LE VIOL, I. (2010). Les dépendances vertes autoroutières : des zones refuges pour la biodiversité. *Espaces naturels*, 30, p. 41.
- LE VIOL, I., CHIRON, F., JULLIARD, R., & KERBIRIOU, C. (2012). More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 47, pp. 146-154.
- LIMBURG, K. E., O'NEILL, R. V., COSTANZA, R. & FARBER. S. (2002). Complex systems and valuation. *Ecological Economics*, 41(3), pp. 409-420.



- 
- LIU, J., DIETZ, T., CARPENTER, S. R., *ET AL.* (2007). Coupled human and natural systems. *Ambio*, 36(8), pp. 639-649.
- LIU, S. L., CUI, B. S., DONG, S. K., *ET AL.* (2008). Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk—A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering*, 34(2), pp. 91-99.
- LOCQUET, A. (2016). *Étude de l'efficacité des mesures Natura 2000 en France. Analyse de suivis naturalistes et retour d'enquêtes*, MNHN-SPN, Paris, 68 p.
- LOCQUET, A. & CLAUZEL, C. (2018). Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux. *Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne]*, Espace, Société, Territoire, document 877.
- LOOSE, D. (2014). *Dérangement et zones de tranquillité pour la faune. État des lieux, réflexions et propositions*. echobiodiversite.fr. 64 p.
- LUGINBÜHL, Y. (dir.) (2013). *Infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages Des liaisons dangereuses ?* La Documentation française, 282 p.
- LYNAM, T., MATHEVET, R., ETIENNE, M., *ET AL.* (2012). Waypoints on a journey of discovery: mental models in human-environment interactions. *Ecology and Society*, 17(3), 23 p.
- M**AILLEFERT, M., & MERLIN-BROGNIART, C. (2016). Les modes de perception de la biodiversité par les acteurs et la régulation des usages de l'environnement. Une lecture par les représentations. *Développement durable et territoires [en ligne]*. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 7(1).
- MANNONI, P. (2012), *Les représentations sociales*, Paris, PUF, QSJ, 128 p.
- MARANDA, E. (2017). *L'application du cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques d'Élinor Ostrom sur le cas de la Forêt de l'Aigle comme projet de forêt habitée*. Mémoire de fin d'étude, Université du Québec en Outaouais, Canada, 71 p.
- MARCO, A., QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A. R. (1999). Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 18(12), pp. 2836-2839.
- MARIS, V. (2016). *Philosophie de la biodiversité : Petite éthique pour une nature en péril*. Buchet/Chastel.
- MARQUES, D. & SANSAULT E. (2018). *Action en faveur des amphibiens en région*. 19<sup>e</sup> rencontres batrachologiques Centre-Val de Loire, Lally en Val. Disponible sur : [http://www.observatoire-biodiversite-centre.fr/sites/default/files/actions\\_amphibiens.pdf](http://www.observatoire-biodiversite-centre.fr/sites/default/files/actions_amphibiens.pdf)
- MARSALEK, J. & MARSALEK, P. M. (1997) Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and technology*, 36(8-9), pp. 117-122.

- MARSALEK, J., (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*, 48(9), pp. 61-70.
- MARTY, P. ET LEPART, P. (2009) Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour*, 84(3), pp. 173-180.
- MASSAL, L. R., SNODGRASS, J. W., & CASEY, R. E. (2007). Potential for toxic effects on amphibian embryos and larvae. *Applied Herpetology*, 1, 1–11.
- MATHEVET, R., & GODET, L. (2015). *Pour une géographie de la conservation*. L'Harmattan, 397 p.
- MATHEVET, R., THOMPSON, J., DELANOË, O., ET AL. (2010). Dossier « Le réveil du dodo III » - La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18(4), pp. 424–433.
- MATHEVET, R., ETIENNE, M., LYNAM, T., & CALVET, C. (2011). Water management in the Camargue Biosphere Reserve: insights from comparative mental models analysis. *Ecology and Society*, 16(1), 43 p.
- MATHEVET, R. (2012) *La solidarité écologique. Ce lien qui nous oblige*. Actes Sud, Arles.
- MATHEVET, R., THOMPSON, J., & BONNIN, M. (2012). La solidarité écologique : Prémices d'une pensée écologique pour le XXIe siècle. *Presses de Sciences Po, Écologie et Politique*, 1(44), pp. 127-138.
- MATHEVET, R. & BOUSQUET, F. (2014). *Résilience & Environnement, Penser les changements socio-écologiques*. Buchet-Chastel, Paris.
- MATHEVET, R., & GUILLEMAIN, M. (2016). *Que ferons-nous des canards sauvages ? Chasse, nature et gestion adaptative*. Editions Quae, 96 p.
- MAYER, T., MARSALEK, J., & DELOS REYES, E. (1996): Nutrients and metal contaminants status of urban stormwater ponds. *Lake and Reservoir Management*, 12(3), pp. 348-363.
- MCCARTHY, K., & LATHROP, R. G. (2011). Stormwater basins of the New Jersey coastal plain: Subsidies or sinks for frogs and toads? *Urban Ecosystems*, 14(3), pp. 395–413.
- MCCLINTOCK B. T., BAILEY L. L., POLLOCK K. H. & SIMONS T. R. (2010). Experimental investigation of observation error in anuran call surveys. *Journal of wildlife management*, 74(8), pp. 1882-1893.
- MCLAIN, R.-J. & LEE, R.-G. (1996) Adaptive management : Promises and pitfalls. *Environmental Management*, 20(4), pp. 437-448.
- MCGINNIS, M. D. & OSTROM, E. (2014). Social-ecological system framework : initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2).
- MCKINNEY, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), pp. 247-260.

- 
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, 85 p.
- MOQUAY, P. (2005). « L'Etat territorialisé, ou l'arroseur arrosé : les ambiguïtés de l'Etat face aux recompositions territoriales », In : BHERER, L., COLLIN, J. P., KERROUCHE, E. & PALLARD, J. (dirs.) *Jeux d'échelle et transformations de l'État : le gouvernement des territoires au Québec et en France*. Sainte-Foy, Canada, Les Presses de l'université Laval, pp. 85-116.
- MOSCOVICI, S. (1961). *La psychanalyse, son image et son public : étude sur la représentation sociale de la psychanalyse*. Presses universitaires de France.
- MOUGENOT, C. & MELIIN, É. (2000) Entre science et action : le concept de réseau écologique. *Nature Sciences Sociétés*, 8(3), pp. 20-30.
- MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE (MNHN) [Ed]. (2003-2019). *Inventaire National du Patrimoine Naturel*. Disponible sur : <https://inpn.mnhn.fr>.
- NATURE 18 (2017) *Rapport d'activité – Année 2017*. [en ligne] Disponible sur : <https://www.nature18.org/wp-content/uploads/2018/08/Rapport-dactivit%C3%A9s-2017.pdf>
- NEFF, J. M., STOUT, S. A., & GUNSTER, D. G. (2005) Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments : identifying sources and ecological hazard. *Integrated Environmental Assessment and Management: An International Journal*, 1(1), pp. 22-33.
- NORDEN, E. (2016). *Comparison between three landscape analysis tools to aid conservation efforts*. Master degree thesis, Lund University (Lund, Sweden).
- NOSS, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), pp. 355–364.
- OBSERVATOIRE DES AMPHIBIENS D'Auvergne (2011), Bilan des action – Juillet-Décembre 2011. 22p.
- OBSERVATOIRE DES AMPHIBIENS D'Auvergne (2017), *Atlas des Amphibiens d'Auvergne*. 60 p.
- O'CONNOR, M. P., & TRACY, C. R. (1992) Thermoregulation by juvenile woodhouse toads (*Bufo woodhousei*) in the laboratory and the field. *Copeia*, pp. 865–876.
- OERTLI, B. & FROSSARD, P. A. (2013). *Mares et étangs : écologie, conservation, gestion, valorisation*. PPUR Presses polytechniques.
- OERTLI, B., & PARRIS, K. M. (2019). Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere*, 10(7), 33 p.
- ODUM, E. P. & ODUM, H. T. (1953) *Fundamentals of Ecology*, Philadelphie, Saunders, 384 p.

- OLLAGNON, H. (2006). La Gestion de La Biodiversité : Quelles Stratégies Patrimoniales ? *Annales des mines*, 44, pp. 50-58.
- O'NEILL, R. V. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). *Ecology*, 82(12), pp. 3275-3284.
- OSTERGAARD, E., RICHTER, K., & WEST, S. (2008) « Amphibian use of stormwater ponds in the Puget lowlands of Washington, USA ». In : MITCHELL, J. C., JUNG, R. E. & BARTHOLOMEW, B. (eds), *Urban herpetology*. Society for the study of amphibians and reptiles, Salt lake City, Utah, United States, pp. 259-270.
- OSTROM, E. (2007). A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39), pp. 15181-15187.
- OSTROM, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), pp. 419-422.
- O'SULLIVAN, O.S., HOLT, A.R., WARREN, P.H., & EVANS, K.L. (2017). Optimising UK urban road verge contributions to biodiversity and ecosystem services with cost-effective management. *Journal of Environmental Management*, 191, pp. 162–171.
- OTTO, C. R., FORESTER D. C. & SNODGRASS, J. W. (2007) Influences of wetland and landscape characteristics on the distribution of carpenter frogs. *Wetlands*, 27(2), pp. 261-269.
- OUELLET, M., & LEHEURTEUX, C. (2007). Principes de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens : revue de littérature et recommandations suggérées pour la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*). *Ministère des Ressources naturelles et de la faune, direction du développement de la Faune (Québec)*, 52 p.
- P**AHL-WOSTL, C. (2009). A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. *Global Environmental Change*, 19(3), pp. 354-365.
- PAHL-WOSTL, C. & KRANZ, N. (2010). Water governance in times of change. *Environmental Science & Policy*, 13(7), pp. 567-570.
- PAHL-WOSTL, C., HOLTZ, G., KASTENS, B. & KNIEPER, C. (2010). Analyzing complex water governance regimes: the management and transition framework. *Environmental Science & Policy*, 13(7), pp. 571-581.
- PARRIS, K. M. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology*, 75(3), pp. 757-764.
- PAUL, M. J. & MEYER, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), pp. 333-365.
- PEARL, C. A., ADAMS, M. J., LEUTHOLD, N., & BURY, R. B. (2005). Amphibian occurrence and aquatic invaders in a changing landscape: Implications for wetland mitigation in the willamette valley, Oregon, USA. *Wetlands*, 25(1), pp. 76–88.

- 
- PECH, P. (2016) « Géographie de l'environnement et territoire : rendez-vous manqués ? »  
In : MATHEVET, R. & GODET, L. (dir.), *Pour une géographie de la conservation : biodiversités, natures et sociétés*, L'Harmattan, pp. 63-78.
- PECH, P., CLEVENOT, L., FOURÈS, ET AL. (2017). Eviter-Réduire-Compenser. Le cas des infrastructures linéaires de transport, un double effet sur le foncier. *La Revue Foncière*, 19, pp. 16-21.
- PENONE C., MACHON N., JULLIARD R. & LE VIOL I. (2012) Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context ? *Biological Conservation*, Vol. 148(1), pp. 126-133.
- PETRANKA, J. W., SMITH, C. K., SCOTT, A. F., & FLOYD, A. A. (2004). Identifying the Minimal Demographic Unit for Monitoring Pond-Breeding Amphibians. *Source: Ecological Applications Ecological Applications*, 14(144), pp. 1065-1078.
- PHILLIPS, K. (1990). Where have all the frogs and toads gone ? *BioScience*, 40(6), pp. 422–424.
- PHILLIPS, A. (2004). Turning ideas on their head: the new paradigm for protected areas. *Environmental History*, 9(11), pp. 173-198.
- PINTO, N., & KEITT, T. H. (2009). Beyond the least-cost path : Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24(2), pp. 253–266.
- POHL, J., ÖRN, S., NORRGREN, L. & CARLSSON, G. (2015). Toxicological evaluation of water from stormwater ponds using *Xenopus tropicalis* embryos. *Wetlands Ecology and Management*, 23(6), pp. 1091-1098.
- POREJ, D., MICACCHION, M., & HETHERINGTON, T.E. (2004). Core terrestrial habitat for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 120(3), pp. 399-409.
- POREJ, D. & HETHERINGTON, T. E. (2005). Designing wetlands for amphibians : The importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. *Wetlands Ecology and Management*, 13(4), pp. 445–455.
- PRIEUR, M. (2003). *Droit de l'Environnement*, Précis Dalloz, 1026p.
- PRIMACK, R.B., SARRAZIN, F. & LECOMTE, J. (2012). Biologie de la conservation. *Ed. Dunod*.
- PRUNIER J. (2012). *Échantillonnage individu-centré en génétique du paysage : Étude de l'impact de la fragmentation d'origine anthropique sur la dispersion du triton alpestre *Ichthyosaura alpestris**. Thèse de doctorat en écologie, Université de Lyon 1, Lyon (FR), 185p
- PRUNIER, J., KAUFMANN, B., LENA, J. P., ET AL. (2014). A 40-year-old divided highway does not prevent gene flow in the alpine newt *Ichthyosaura alpestris*. *Conservation Genetics*, 15(2), pp. 453–468.

- PULLIAM, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132, pp. 652–661.
- R**ACHLOW, J. L. (2008). « Wildlife Ecology », In : JORGENSEN, S. E. & FATH, B. D. (dir.) *Encyclopedia of ecology*, Amsterdam, London, Academic Press, pp. 3790-3794.
- REDMAN, C. L. (1999). Human dimensions of ecosystem studies. *Ecosystems*, 2, pp. 296-298.
- REED, D. H., O'GRADY, J. J., BROOK, B. W., ET AL. (2003). Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113(1), pp. 23–34.
- REEVES, M. K., JENSEN, P., DOLPH, C. L. ET AL. (2010). Multiple stressors and the cause of amphibian abnormalities. *Ecological Monographs*, 80(3), p. 423-440.
- REGION DE FRANCE (2016) *La region, quelle compétence ?* [En ligne], disponible sur : <http://regions-france.org/observatoire-politiques-regionales/la-region-quelle-compotence/>
- RELYEA, R. A. (2005). The lethal impact of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15(4), pp. 1118-1124.
- RIBIERE, G. (2013), Valeurs de la biodiversité, prix de la nature. *Vraiment durable*, 2(4), p. 29-45.
- RICOTTA, C, STANISCI, A., AVENA, G.C. & BLASI, C. (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics : a graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1(1), pp. 89-94.
- RIES L., DEBINSKI D.M. & WIELAND, M.L. (2001). Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation Biology*, 15(2), pp. 401-411.
- RIST, L., FELTON, A., SAMUELSSON, L., SANDSTRÖM, C., & ROSVALL, O. (2013). A new paradigm for adaptive management. *Ecology and Society*, 18(4).
- RITTENHOUSE, T. A. G., & SEMLITSCH, R. D. (2007). Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands*, 27(1), pp. 153–161.
- RIVAUD, A. & PREVOST, B. (2018). L'intendance du territoire : une alternative à la gouvernance néolibérale pour la conservation de la biodiversité dans les espaces naturels ? *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 9(3), 25 p.
- RIVIERE-HONEGGER, A., COTTET, M., & MORANDI, B. (coords.) (2014) *Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ?* Paris, Onema, coll. « Comprendre pour agir », 180 p.
- ROBERTSON, G.A. & HUTTO, R.L. (2006). A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*, 87(5), pp. 1075-1085.

- 
- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., *ET AL.* (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), pp. 472-475.
- RODRIGUES, A. S. L., ANDELMAN, S. J., BAKARR, M. I., *ET AL.* (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), pp. 640-643.
- RODRÍGUEZ-PRIETO, I., & FERNÁNDEZ-JURICIC, E. (2005). Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. *Biological Conservation*, 123(1), pp. 1-9.
- ROTHERMEL, B.B. & SEMLITSCH, R.D. (2002). An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation biology*. 16(5), pp. 1324-1332.
- ROUGIER, S. (2016). *Apport des images satellites à très haute résolution spatiale couplées à des données géographiques multi-sources pour l'analyse des espaces urbains*. Thèse de doctorat, Strasbourg.
- ROUSE, J. D., BISHOP, C. A., & STRUGER, J. (1999). Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival. *Environmental health perspectives*, 107(10), pp. 799-803.
- RUBAN, V., CLOZEL, B., CONIL, C., & DURAND, D. (2003). Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier et urbain. Points sur les connaissances actuelles et perspectives. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 246, pp. 117-126.
- RUBBO, M. J., & KIESECKER, J. M. (2005). Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, 19(2), pp. 504–511.
- SABATE, X., BASORA, C., O'NIEL, C. & MITCHELL, B. (2013). *Tous ensemble, prenons soin de la nature. L'intendance du territoire comme outil de l'engagement social pour l'environnement en Europe*. Documents Ladlife, 1<sup>ère</sup> édition, 23 p.
- SAJALOLI, B. & LIMOGES, O. (2004). Plaidoyer pour les mares. *Le journal d'information du Pôle-Relais Mares et Mouillères de France*. Mares, pp. 2-4.
- SANZO, D. & HECNAR, S. J. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140(2), pp. 247-256.
- SAURA, S. & TORNÉ, J. (2009) Conefor sensinode 2.2 : A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, 24(1), pp.135-139.
- SAURA, S. & RUBIO, L. (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), pp. 523-537.
- SAUVAJO, R. M., BUECHNER, M., KAMRADT, D. A. & SCHONEWALD, M. (1998). Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems*, 2(4), pp. 279-297.

- SAVAGE, R. M. (1961) *The ecology and life history of the common frog (Rana temporaria temporaria)*. Pitman, London.
- SCHEFFERS, B. R., & PASZKOWSKI, C. A. (2013). Amphibian use of urban stormwater wetlands: The role of natural habitat features. *Landscape and Urban Planning*, 113, pp. 139–149.
- SCHELLNHUBER, H. J. (1998). « Discourse: Earth system analysis - the scope of the challenge » In : SCHELLNHUBER, H. J. & WENZEL, V. (eds), *Earth systems analysis - integrating science for sustainability - complemented results of a symposium organized by the Potsdam Institute (PIK)*, Springer, Berlin, Germany, pp. 3-195.
- SCHELLNHUBER, H. J. (1999). “Earth system” analysis and the second Copernican revolution. *Nature*, 402(6761), pp. 19-23.
- SCHELLNHUBER, H. J., CRUTZEN, P. J., CLARK, W. C. & HUNT, J. (2005). Earth system analysis for sustainability. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 47(8), pp. 10-25.
- SCHER, O. (2005). *Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région méditerranéenne : fonctionnement et biodiversité évaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques*. Thèse de doctorat. Université de Provence-Aix-Marseille I.
- SCHER, O., & THIÈRY, A. (2005). Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia*, 551(1), pp. 237–251
- SCHLAEPFER, M.A., RUNGE, M.C., & SHERMAN, P.W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology and evolution*, 17(10), pp. 474-480.
- SCHOLZ, R. W. & BINDER, C. R. (2003). *The paradigm of human-environment systems. Working Paper / UNS*, 37.
- SCHOLZ, R. W. & BINDER, C. R. (2004). « Principles of human- environment systems research » In : PAHL, C, SCHMIDT, S., & JAKEMAN, T. (eds.). *iEMSs 2004 International Congress: Complexity and Integrated Resources Management*. International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, pp. 791-796.
- SCHOLZ, R. W. (2011). « The HES postulate » In : SCHOLZ, R. W. (ed.) *Environmental literacy in science and society: from knowledge to decisions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- SCHOLZ, R. W., BINDER, C. R. & LANG, D. J. (2011a). « The HES- Framewor ». In : SCHOLZ, R. W. (ed.) *Environmental literacy in science and society: from knowledge to decisions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 453-462.
- SCHOLZ, R. W., BINDER, C. R. & LANG, D. J. (2011b) « Bones, BSE and phosphorous ». In : SCHOLZ, R. W. (ed.). *Environmental literacy in science and society : from knowledge to decisions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 495-508.



- 
- SCOONES, I. (1998). Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis. *IDS Working Paper 72*, Institute of Development Studies, University of Sussex, Brighton, UK.
- SEMLITSCH, R. D. (1998). Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology*, 12(5), pp. 1113–1119.
- SEMLITSCH, R. D. & BODIE, J. R. (2003). Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17(5), pp. 1219–1228.
- SEMLITSCH, R. D. (2008). Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *The Journal of wildlife management*, 72(1), pp. 260–267.
- SETRA (2008), Clôtures routières et faune. Critères de choix et recommandation d'implantation. *Note d'information du Sétra*, série Économie Environnement Conception, 86, 21 p.
- SEWELL D. & GRIFFITHS R. A. (2009). Can a single amphibian species be a good biodiversity indicator ? *Diversity*, 1(2), pp. 102–117.
- SIMBERLOFF, D., & DAYAN, T. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual review of ecology and systematics*, 22(1), pp. 115–143.
- SIMON, J. A., SNODGRASS, J. W., CASEY, R. E., & SPARLING, D. W. (2009). Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 24(3), pp. 361–373.
- SINSCH, U. (1992). « Amphibians » In : PAPI, F. (ed.) *Animal homing*. Ed. Springer science & Business Media, pp. 213–233.
- SKIDDS, D. E., GOLET, F. C., PATON, P. W. C., & MITCHELL, J. C. (2007). Habitat correlates of reproductive effort in wood frogs and spotted salamanders in an urbanizing watershed. *Journal of Herpetology*, 41(3), pp. 439–450.
- SKRIABINE, P., BILLON, V., GEAL, S., ET AL. (2004). *Nomenclature de la loi sur l'eau-application aux infrastructures routières-guide technique*. Coll. Les Outils.
- SMITH, M. A. & GREEN, D. M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28(1), p. 110–128.
- SNODGRASS, J.W., CASEY, R.E., JOSEPH, D., & SIMON, J.A. (2008). Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: variation in sensitivity among species. *Environmental pollution*, 154(2), pp. 291–297.
- SORDELLO, R., ROGEON, G. & TOUROULT, J. (2014). *La fonctionnalité des continuités écologiques - Premiers éléments de compréhension*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 32 p.
- SORDELLO, R. (2017a). Pollution lumineuse et trame verte et bleue : vers une trame noire en France ? *Territoire en mouvement - Revue de géographie et aménagement* [en ligne], 35.

- SORDELLO, R. (2017b). R72 : Trame verte, trame bleue et autres trames. *Société Française d'Écologie et d'Évolution (SFE<sup>2</sup>)* [en ligne].
- SORDELLO, R., JUPILLE, O., VAUCLAIR, S., ET AL. (2018). Trame noire : un sujet qui « monte » dans les territoires. *Revue Science Eaux & Territoires*, article hors-série, 8 p.
- SOUSA, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1), pp. 353-391.
- SPARLING, D. W., FELLERS, G. M., & MCCONNELL, L. L. (2001). Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(7), pp. 1591-1595.
- SPOONER P. G., LUNT I. D., & BRIGGS, S. V. (2004). Spatial analysis of anthropogenic disturbance regimes and roadside shrubs in a fragmented agricultural landscape. *Applied Vegetation Science*, 7(1), pp. 61-70.
- SRCE CENTRE (2014). *Volume 3 : Enjeux régionaux, plan d'action et dispositif de suivi*. Schéma régional de cohérence écologique du Centre.
- SREDL, M. J. & COLLINS, J. P. (1992). The interaction of predation, competition, and habitat complexity in structuring an amphibian community. *Copeia*, 3, pp. 607-614.
- STEBBINS, R. C. & COHEN, N. W. (1995). *A natural history of amphibians*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- SUN, J.W.C. & NARINS, P. M. (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121(3), pp. 419-427.
- T**ABERLET, P., COISSAC, E., HAJIBABAEI, M., & RIESEBERG, L. H. (2012). Environmental DNA. *Molecular ecology*, 21(8), pp. 1789-1793.
- TANSLEY, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16(3), pp. 284-307.
- TAYLOR, P. D., FAHRIG, L., HENEIN, K., & MERRIAM, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), pp. 571-573.
- TEYSSÉDRE, A. (2004). Vers une sixième grande crise d'extinctions. *Biodiversité et changements globaux : enjeux de sociétés et défis pour la recherche*, Paris, ADPF, ministère des Affaires étrangères, pp. 24-36.
- THERVILLE, C. (2013). *Des clichés protectionnistes aux approches intégratives : l'exemple des réserves naturelles de France*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne occidentale, Brest (FR).
- THOMSEN, P. F., KIELGAST, J., IVERSEN, L. L., ET AL. (2012a). Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular ecology*, 21(11), pp. 2565-2573.

- 
- THOMSEN, P. F., KIELGAST, J., IVERSEN, L. L., *ET AL.* (2012b). Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples. *PloS one*, 7(2).
- THURGATE, N. Y. & PECHMANN, J. H. K. (2007). Canopy closure, competition, and the endangered dusky gopher frog. *Journal of Wildlife Management*, 71(6), pp. 1845–1852.
- TIKKA, P., HOGMANDER, H., & KOSKI, P. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape ecology*, 16(7), pp. 659–666.
- TRACY, C. R., CHRISTIAN, K. A., O’CONNOR, M. P. & TRACY, C. R. (1993) Behavioral thermoregulation by *Bufo americanus* : the importance of the hydric environment. *Herpetologica*, 49, pp. 375–382.
- TREMENT, F., ARGANT, J., BREMON, E., *ET AL.* (2017). « Des tourbières et des mines en Haute-Combraille. Milieux naturels ou artificiels ? ». In : *Zones humides et archéologie*. VIe colloque international du Groupe d’Histoire des Zones Humides. Centre archéologique européen du Mont-Beuvray (Glux-en-Glenne), revue scientifique Bourgogne-Franche-Comté Nature, pp. 114-126.
- TRENHAM, P. C., KOENIG, W. D., MOSSMAN, M. J., *ET AL.* (2003). Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecological Applications*, 13(6), 1522- 1532.
- TROMBULAK, S. C. & FRISSELL, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18–30.
- TURNER, B. L., KASPERSON, R. E., MATSON, P., *ET AL.* (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14), pp. 8074-8079.
- UICN FRANCE, MNHN & SHF (2015). *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. Union International pour la Conservation de la Nature, Paris, France.
- UICN (2015). *Pas d’embellie pour les reptiles et les amphibiens de France métropolitaine : une espèce sur cinq menacée de disparition*. Communiqué de presse du 28 septembre 2015.
- UNDERHILL, J. (2002) *Roads and Wildlife: A study of the effects of roads on mammals in roadside habitats*. Ph. D thesis, University of Birmingham (EN).
- URBAN, D. & KEITT, T. (2001). Landscape connectivity : A graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), pp. 1205-1218.
- VALENTINI, A., TABERLET, P., MIAUD, C., *ET AL.* (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular ecology*, 25(4), pp. 929–942.
- VAN BUSKIRK, J. (2005). : Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology*, 86(7), pp. 1936-1947.

- VANDEVELDE, J. C., PENONE, C., KERBIRIOU, C., & LE VIOL, I. (2012). « Grandes infrastructures de transport et biodiversité : quelle prise en compte ? » In : FLEURY, C. & PREVOT-JULLIARD, A. C. (dir.), *L'exigence de la réconciliation : biodiversité et société*. Ed. Fayard (le Temps des Sciences), Paris, pp. 195-209.
- VANDEVELDE, J.C. & PENONE, C. (2017). « Ecological Roles of Railway Verges in Anthropogenic Landscapes : A Synthesis of Five Case Studies in Northern France ». In : BORDA-DE-ÁGUA, L., BARRIENTOS, R., BEJA, P., PEREIRA, H. M. (eds.) *Railway Ecology*, Springer, Cham (Switzerland), pp. 261-276.
- VANIER, M. (2005). « L'interterritorialité : des pistes pour hâter l'émancipation spatiale ». In : ANTHEAUME, B ET GIRAUT, B. (dir.). *Le territoire est mort, vive les territoires*, IRD Editions, pp. 317-336.
- VASCONCELOS, D. & CALHOUN, A. J. K. (2006). Monitoring created seasonal pools for functional success: a six-year case study of amphibian responses, Sears Island, Maine, USA. *Wetlands*, 26(4), pp. 992-1003.
- VILLEMÉY, A., JEUSSET, A., VARGAC, M., ET AL. (2018). Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 7(1), pp. 1-33.
- VUILLOT, C. (2015). *Paysages agricoles et biodiversité dans les représentations sociales et les modèles mentaux des agriculteurs. Une approche comparée de quatre régions françaises*. Thèse de doctorant, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, AgroParisTech, Paris (FR).
- WALKER, B., CARPENTER, S., ANDERIES, J., ET AL. (2002). Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Ecology and Society*, 6(1), 14 p.
- WALTERS, C. J. & HOLLING, C. S. (1990). Large-scale management experiments and learning by doing, *Ecology*, 71(6), pp. 2060-2068.
- WAY, J. M. (1977). Roadside verges and conservation in Britain: A review. *Biological conservation*, 12(1), pp. 65-74.
- WELLS, K. D. (1977). The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour*, 25, pp. 666-693.
- WERNER, E. E., SKELLY, D. K., RELYEA, R. A., & YUREWICZ, K. L. (2007). Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos*, 116(10), pp. 1697-1712.
- WIENS, J. A. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), pp. 385-397.
- WIK, A., LYCKEN, J., & DAVE, G. (2008). Sediment quality assessment of road runoff detention systems in Sweden and the potential contribution of tire wear. *Water, air, and soil pollution*. 194(1-4), pp. 301-314.

- 
- WILLI, Y., KLEUNEN, M. V., DIETRICH, S. & FISCHER, M. (2007). Genetic rescue persists beyond first-generation outbreeding in small populations of a rare plant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1623), pp. 2357-2364.
- WU, J. S., ALLAN, C. J., SAUNDERS W. L. & EVETT. J. B. (1998). Characterization and pollutant loading estimation for highway runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 124(7), pp. 584-592.
- YANES, M., VELASCO, J. M., & SUARES, F. (1995) Permability of road and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), pp. 217-222.
- YAVERCOVSKI, N., GRILLAS, P., PARADIS, G. & THIERY, A. (2004). « Biodiversity and conservation issues ». In : GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C. (eds) *Mediterranean temporary pools*. Station biologique de la Tour du Valat, Arles. 119 pp.
- ZACCARIA, R. (2000). Principe de subsidiarité et environnement. *Revue Européenne de Droit de l'Environnement*, 4(3), pp. 255-280.
- ZANINI, F. (2006). *Amphibian conservation in human shaped environments: landscape dynamics, habitat modeling and metapopulation analyses*. Thesis dissertation, École polytechnique fédérale de Lausanne – Faculté de l'environnement naturel, architectural et construit, Lausanne (CH).

## Annexes

## Annexe 1 : Analyse préliminaire de littérature (article publié)



# A Review of the Factors That Determine Whether Stormwater Ponds Are Ecological Traps And/or High-Quality Breeding Sites for Amphibians

Laura Clevenot\*, Catherine Carré and Pierre Pech

Pantheon-Sorbonne University, Paris, France

## OPEN ACCESS

### Edited by:

Carne Rosell,  
Minuartia, Spain

### Reviewed by:

Iryna Dronova,  
University of California, Berkeley,  
United States  
Tom Langen,  
Clarkson University, United States

### \*Correspondence:

Laura Clevenot  
lauraclevenot@gmail.com

### Specialty section:

This article was submitted to  
Urban Ecology,  
a section of the journal  
Frontiers in Ecology and Evolution

**Received:** 03 July 2017

**Accepted:** 26 March 2018

**Published:** 12 April 2018

### Citation:

Clevenot L, Carré C and Pech P  
(2018) A Review of the Factors That  
Determine Whether Stormwater  
Ponds Are Ecological Traps And/or  
High-Quality Breeding Sites for  
Amphibians. *Front. Ecol. Evol.* 6:40.  
doi: 10.3389/fevo.2018.00040

Stormwater ponds were originally constructed to control the quantity and quality of runoff on urban roads and highways before it was released to the environment. Often, stormwater ponds were designed in a technical feat of civil engineering, with no particular ecological or landscape objective in mind. Nevertheless, they are colonized spontaneously by diverse species, including amphibians. Through an initial review of the scientific literature, the objective of this study was to understand which factors determine whether a pond can be considered as an ecological trap or a valuable breeding site for amphibians. The first step was to question the role of the pond environment as a major factor in its colonization by amphibians, demonstrating that not all ponds are colonized by the same variety of species. The internal factors in the ponds that define them as ecological traps or sustainable breeding sites for amphibians was also considered. After confirming the functional and structural similarity between highway and urban stormwater ponds, 25 publications were compared, with study sites mostly located in Europe and North America, which concern the colonization of stormwater ponds by amphibians in urban or highway areas. Several factors were identified that may affect the ecological viability of these basins: (1) the factors related to the shape of the ponds (inclination of the banks, materials used, etc.); (2) the biotic factors (aquatic vegetation, presence of predators, etc.); (3) the abiotic factors (luminosity, water level in the ponds, etc.); and (4) water pollutants. The low number of publications on this subject, as well as the low variety in the location of study sites, only allow cautious conclusions to be drawn. In particular, stormwater ponds located in highly anthropogenic landscapes can be both ecological traps and suitable habitats for amphibian breeding. This depends on the species that colonize each pond, many internal factors, and the environmental context in which it is embedded. Additional research is therefore needed in other parts of the world—particularly in amphibian biodiversity hotspots—as well as other impact factors such as the effects of different maintenance practices.

**Keywords:** stormwater ponds, amphibians ecology, transport infrastructures, urban ecology, ecological management

## INTRODUCTION

There is no doubt that there is an increase of the extension of the urbanized land and transport infrastructure. The World Urbanization Prospects report notes that “among 233 countries or areas, just 24 per cent had levels of urbanization greater than 50 per cent in 1950 and only 8 per cent were more than 75 per cent urban. By 2014, 63 per cent of countries were more than half urban and one-third was more than 75 percent urban” (United Nations, 2014). This trend is accompanied by a rise in the number of stormwater ponds in the urban landscape. This has resulted in the creation of a vast network of wetland micro-zones and ecological spaces, which have been quickly colonized by a wide variety of organisms (Scher, 2005), including various amphibian species (Le Viol et al., 2009, 2012; Simon et al., 2009; McCarthy and Lathrop, 2011).

The main role of stormwater ponds is to reduce the environmental impact of water pollution by controlling the quantity and quality of water that is discharged into the receiving environment (Skriabine et al., 2004; Andrews et al., 2015). They are defined in literature as moderately-open surfaces and deep-water systems, initially built to control water runoff and pollution (Scher, 2005; Fayoux and Pelletier, 2009; Le Viol et al., 2009, 2012; Tixier et al., 2011). As Geai et al. (1997) clearly explain, the traditional design of highway ponds is essentially based on technical recommendations from civil engineering, which favors the construction of ponds with regular geometric shapes and varying slope inclination, made of artificial materials (often concrete) that often do not take into account the pond's aesthetic or ecological quality. Two types of stormwater ponds may be distinguished: those located in urban areas and those located on the edge of highways. When the biotic and abiotic characteristics of highway and urban stormwater ponds are compared (see Table in Supplementary Materials), similarities can be found. Although both tend to have a similar average size, the size of stormwater ponds can vary from 173 to 7,000 m<sup>2</sup> for highway ponds (Scher, 2005; Simon et al., 2009; Pohl et al., 2015) and from 49 to 14,784 m<sup>2</sup> for urban ponds (Bishop et al., 2000; Simon et al., 2009; Brand and Snodgrass, 2010; Scheffers and Paszkowski, 2013). Aquatic vegetation generally covers part of the pond water surface, with an average of 55% for highway ponds (Le Viol et al., 2009) and 38% for urban ponds (Bishop et al., 2000; Gledhill et al., 2008; Scheffers and Paszkowski, 2013; Holzer, 2014). Fish are found in 28% of the highway ponds (Le Viol et al., 2009) and 25% of urban ponds (Holzer, 2014). Water features are often similar, with temperatures in temperate regions hovering around 16°C in March (Scher, 2005; Gallagher et al., 2014), a slightly basic pH and a conductivity of around 0.80 mS/cm (e.g., Scher, 2005; Gledhill et al., 2008; Le Viol et al., 2012; Pohl et al., 2015). Whether on highways or in urban areas, a similar proportion of each category of ponds can be found, characterized by the variation of the water level. On highways, Le Viol et al. (2012) found 58% of permanent ponds and 42% of temporary ponds while Scher (2005) found 16% of permanent ponds, 66% of semi-permanent ponds and 18% of temporary ponds. In urban areas, Gallagher et al. (2014) found 36.5% of temporary ponds, 20.6 %

of seasonal ponds and 42.8 % of quasi-permanent ponds while Holzer (2014) found 43.5 % of temporary ponds and 56.4% of permanent ponds. Dissolved oxygen levels are quite different. In highway ponds, Pohl et al. (2015) and Scher (2005) found 108% on average. In urban ponds, Gledhill et al. (2008) found 50% but this difference can be due to the fact that only one publication mentions this rate for urban ponds. Finally, in urban ponds, (Scheffers and Paszkowski, 2013; Gallagher et al., 2014; Holzer, 2014) found on average 54 mg/kg of chromium, 29.6 mg/kg of nitrate, 51.3 mg/kg of copper, 212.5 mg/kg of zinc, 0.3 mg/kg of cadmium, 30.1 mg/kg of lead and 662 mg/kg of carbon-hydrogen. There is no data on highway ponds. Although they were not built to host biodiversity, stormwater ponds are colonized by many species, both flora and fauna, common or rare (e.g., Bishop et al., 2000; Ackley and Meylan, 2010; Le Viol et al., 2012; Moore and Hunt, 2012). In some conditions, stormwater ponds biodiversity has been considered equivalent to that of semi-natural wetlands (Hassall and Anderson, 2015).

The 12th session of the Ramsar Convention on Wetlands, held in Uruguay in June 2015, estimated that the global extent of wetlands had declined between 64% and 71% in the twentieth century and that wetland losses and degradation continue worldwide (Gardner et al., 2015). According to Bateman (2014), wetland decline is accompanied by a significant decrease in the global population of amphibians, especially over the past few decades (Blaustein et al., 1994; Houlihan and Findlay, 2003; Dodd, 2010). Because of their biphasic lifestyles, amphibians are subject to both aquatic and terrestrial threats, including habitat loss and degradation (e.g., Berger et al., 1998; Dodd and Cade, 1998; Thomas et al., 2004; Todd et al., 2009; Becker et al., 2010; Bancroft et al., 2011). According to Hayes et al. (2010), death and reproductive failure are the two immediate causes of amphibian decline. Atmospheric change, environmental pollutants, habitat modification, and invasive species are considered as the 4 indirect factors contributing to amphibian decline caused by reproductive failure (Hayes et al., 2010). It is therefore not uncommon to notice the presence of several species of amphibians in urban or highway stormwater ponds. One of the first reactions of the pond managers to this spontaneous colonization was trying to prevent them from entering the ponds, particularly with nets or screens. Few studies have been done to confirm or refute their effectiveness. Another solution to be considered is the possibility to design and maintain these ponds to be viable sites for amphibian reproduction but it is first necessary to determine the features that have an influence on whether the ponds are ecological traps or valuable breeding sites for amphibians.

The concept of ecological trap was first described by Dwrnychuk and Boag (1972), but has only been studied in recent years (Battin, 2004). According to Brand and Snodgrass (2010), considering the principle that organisms select high-quality habitats from environmental signals, an ecological trap occurs when environmental clues provide an inaccurate representation of a habitat's suitability for reproduction and survival (Schlaepfer et al., 2002; Battin, 2004; Robertson and Hutto, 2006). A stormwater pond could be defined as an ecological trap if it

leads to direct mortality of individuals or if, as a breeding site, reproductive success is not high enough to support a stable or growing population without immigration (Battin, 2004). Due to the proximity of roads that may cause an increase of water pollutants in the pond and also other impacts such as a barrier effect and an increased risk of mortality, highway stormwater ponds do not appear to be suitable breeding sites for amphibians. The presence of water during the breeding period (from spring to early summer) and of vegetation in the ponds may attract amphibians, thus turning these ponds into ecological traps (Schlaepfer et al., 2002; Battin, 2004; Robertson and Hutto, 2006; Brand and Snodgrass, 2010). The purpose of this literature review is to ascertain to which extent stormwater ponds are colonized by amphibians and to identify the factors that would make a stormwater pond an ecological trap vs. a viable breeding site.

## METHODS AND MATERIALS

The selection of papers to be evaluated in the study was undertaken using several databases specialized in ecology and geography (Science Direct, Springer, Jstor). Words used in the search were “stormwater pond” (1980 results) associated with “amphibians” (96 results), “highways” (390 results) and “road” (890 results). The publications studied cover all types of environmental contexts (agricultural, urban, and forest environments), though most of them are located in developed countries, in particular on the European and North American continents. Though the subject of this study concerns highway stormwater ponds and amphibians, the limited number of publications on this subject (5) resulted in a complementary search through other publications referring to “urban stormwater ponds”. As highways and urban ponds show high similarities (see Table in Supplementary Materials), 25 publications were selected on both urban and highway ponds: 50% of these publications were from journals of biology, 36% from conservation ecology journals and 14% from environmental science journals, the categories of journals having been determined according to the keywords used. Then, using this bibliographic database from Science Direct, Springer, Jstor as well as a complementary panel of publications on the ecology of amphibians (46), several tables were built to compare the species identified in ponds and the factors influencing—both positively and negatively—the species richness present in the stormwater ponds. There are many factors that can influence the ecological viability of stormwater ponds as a breeding site for amphibians. The effect of 4 categories of factors has been analyzed according to the definitions proposed by Jumeau (2017): (1) the factors related to the design of the ponds (inclination of the banks, materials used, etc.); (2) the biotic factors (aquatic vegetation, presence of predators, etc.); (3) the so-called “immediate” factors (luminosity, winds, water level in the ponds, etc.) and (4) water pollutants. This results in a total of 77 factors. However, some of these factors have not been studied in other research. Therefore, only 37 factors were included in the comparison as they were considered in at least 2 publications.

## RESULTS

### The Number of Colonizing Species Depends on the Pond's Environment

44 amphibian species were identified colonizing stormwater ponds in the 25 publications included in the analysis (Table 1). Three publications on highway ponds referred to 13 amphibian species. 22 publications on urban ponds referred to 37 amphibian species and 17 of these species are cited in at least 2 publications. 6 species were found to be the most common to both urban and highway ponds: the green frog (*Rana clamitans*) and the pickerel frog (*Rana palustris*), which were identified in 5 studies; the American toad (*Bufo americanus*) and the green frog (*R. clamitans*) identified in 6 studies; the spring peeper (*Pseudacris crucifer*) and the wood frog (*Rana sylvatica*), which were identified in 7 studies.

Despite these findings, several articles have reported that species richness depends on the pond's environment and can therefore vary from one site to another. The importance of the landscape matrix for amphibians is regularly examined in the literature, within a radius of up to 500 m around the ponds (e.g., Semlitsch and Bodie, 2003; Simon et al., 2009). The species richness of amphibians is often correlated with a small impervious surface, the proximity to woodlands (Dodd and Cade, 1998; Le Viol et al., 2009, 2012; McCarthy and Lathrop, 2011) and the presence of a dispersal corridor in the case where the breeding site is not directly connected with woodlands (Semlitsch and Bodie, 2003; Ouellet and Leheurteux, 2007; Hamer and McDonnell, 2008; McCarthy and Lathrop, 2011). A terrestrial suitable habitat also provides food and the necessary overwintering sites for amphibians to survive (deMaynadier and Hunter, 1995).

Many studies point out that the density of forest cover has a moderate influence on the presence of amphibians in ponds (Bishop et al., 2000), but this influence varies according to species (e.g., Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; Le Viol et al., 2012; Holzer, 2014). As shown by Gallagher et al. (2014), sensitive species such as the wood frog (*R. sylvatica*) occupy only ponds surrounded by a high proportion of forest cover, contrary to more tolerant species such as toads (Scher and Thiéry, 2005; Simon et al., 2009). Thus, the literature review shows a correlation between the decrease in forest cover in the surrounding landscape and the decrease in the amphibian species richness identified in the ponds (Le Viol et al., 2009, 2012; Simon et al., 2009). Conversely they demonstrate that species richness and the occurrence of individual species were negatively related to impervious built surface cover (Scher and Thiéry, 2005; Simon et al., 2009). The surrounding agricultural matrix is also identified as having a negative influence on species richness, particularly where intensive farming is practiced, probably due to the release of fertilizers and pesticides (Beja and Alcazar, 2003; Le Viol et al., 2012) and/or because it creates a break in the connectivity of the pond and the natural habitat that amphibians depend on (Trenham et al., 2003; Parris, 2006).

Stormwater ponds therefore host a wide variety of amphibian species, but species richness may vary depending on the



**TABLE 1** | Species identified in highway and urban stormwater ponds.

Species	Urban Ponds (references)	Highway Ponds (references)
Agile frog ( <i>Rana dalmatina</i> )		Le Viol et al., 2009, 2012
Alpine newt ( <i>Ichthyosaura alpestris</i> )		Le Viol et al., 2009, 2012
American Bullfrog ( <i>Lithobates catesbeianus</i> )	Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014	
American Toad ( <i>Bufo americanus</i> )	Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007; Snodgrass et al., 2008; Simon et al., 2009; Brand and Snodgrass, 2010; Bateman, 2014	
Boreal chorus frog ( <i>Pseudacris maculata</i> )	Scheffers and Paszkowski, 2013	
Common eastern froglet ( <i>Crinia signifera</i> )	Parris, 2006; Hamer and Parris, 2011	
Common frog ( <i>Rana temporaria</i> )	Gledhill et al., 2008	Le Viol et al., 2009, 2012
Common toad ( <i>Bufo bufo</i> )	Gledhill et al., 2008	Le Viol et al., 2009, 2012; Pohl et al., 2015
Cope's gray treefrog ( <i>Hyla chrysoscelis</i> )	Massal et al., 2007; Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; Brand and Snodgrass, 2010	
Eastern Newt ( <i>Notophthalmus viridescens</i> )	Simon et al., 2009	
Edible frog ( <i>Pelophylax esculentus</i> )		Le Viol et al., 2009, 2012
Emerald-spotted tree frog ( <i>Litoria peronii</i> )	Parris, 2006	
European Fire Salamanders ( <i>Salamandra salamandra</i> )		Le Viol et al., 2009, 2012
Fowler's Toad ( <i>Bufo fowleri</i> )	Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014	
Gray Treefrog ( <i>Hyla versicolor</i> )	Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007; Simon et al., 2009; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014	
Green frog ( <i>Rana clamitans</i> )	Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007; Simon et al., 2009; Brand and Snodgrass, 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014;	Scher and Thiéry, 2005
Growling grass frog ( <i>Litoria raniformis</i> )	Parris, 2006	
Haswell's froglet ( <i>Paracrinia haswelli</i> )	Parris, 2006; Hamer and Parris, 2011	
Long-toad salamander ( <i>Ambystoma macrodactylum</i> )	Holzer, 2014	Le Viol et al., 2009, 2012
Mediterranean Tree Frog ( <i>Hyla meridionalis</i> ).		Scher and Thiéry, 2005; Le Viol et al., 2009, 2012
Natterjack Toad ( <i>Bufo calamita</i> )		Scher and Thiéry, 2005
Northern crested newt ( <i>Triturus cristatus</i> )	Gledhill et al., 2008	
Northern crocket frog ( <i>Acris crepitans</i> )	Simon et al., 2009	
Northern Leopard Frog ( <i>Lithobates pipiens</i> )	Bishop et al., 2000; Bateman, 2014; Gallagher et al., 2014	
Northern red-legged frog ( <i>Rana aurora</i> )	Holzer, 2014	
Northwestern salamander ( <i>Ambystoma gracile</i> )	Holzer, 2014	
Pacific chorus frog ( <i>Pseudacris regilla</i> )	Holzer, 2014	
Palmate newt ( <i>Triturus helveticus</i> )		Scher and Thiéry, 2005; Le Viol et al., 2009, 2012
Parsley frog ( <i>Pelodytes punctatus</i> )		Scher and Thiéry, 2005
Pickerel Frog ( <i>Rana palustris</i> )	Massal et al., 2007; Simon et al., 2009; Brand and Snodgrass, 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014	
Pobblebonk ( <i>Limnodynastes dumerilii</i> )	Parris, 2006	
Rough-skinned newt ( <i>Taricha granulosa</i> )	Holzer, 2014	
Smooth newt ( <i>Lissotriton vulgaris</i> )	Gledhill et al., 2008	Le Viol et al., 2009, 2012; Pohl et al., 2015
Southern brown tree frog ( <i>Litoria ewingii</i> )	Parris, 2006; Hamer and Parris, 2011	
Southern bullfrog ( <i>Lithobates grylio</i> )	Hamer and Parris, 2011	
Southern leopard frog ( <i>Rana sphenocephala</i> )	Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; McCarthy and Lathrop, 2011	
Spotted marsh frog ( <i>Limnodynastes tasmaniensis</i> )	Parris, 2006	
Spring Peeper ( <i>Pseudacris crucifer</i> )	Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007; Simon et al., 2009; Bix-Raybuck et al., 2010; Brand and Snodgrass, 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014	
Striped marsh frog ( <i>Limnodynastes peronii</i> )	Parris, 2006; Hamer and Parris, 2011	

(Continued)

TABLE 1 | Continued

Species	Urban Ponds (references)	Highway Ponds (references)
Victorian smooth froglet ( <i>Geocrinia victoriana</i> )	Hamer and Parris, 2011	
Western chorus frog ( <i>Pseudacris triseriata</i> )	Bishop et al., 2000; Gallagher et al., 2014	
Western tiger salamanders ( <i>Ambystoma mavortium</i> )	Scheffers and Paszkowski, 2013	
Whistling tree frog ( <i>Litoria verreauxii</i> )	Parris, 2006; Hamer and Parris, 2011	
Wood frog ( <i>Rana sylvatica</i> )	Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007; Snodgrass et al., 2008; Simon et al., 2009; Brand and Snodgrass, 2010; Scheffers and Paszkowski, 2013; Bateman, 2014	

presence of more or less appropriate amphibian habitats in their surroundings.

### Factors That Positively or Negatively Influence the Ecological Viability of Stormwater Ponds as Breeding Sites

The factors that can affect the viability of stormwater ponds as good breeding sites for amphibians cannot be overlooked. Indeed, although they host many amphibians, stormwater ponds are not necessarily favorable habitats for the species that breed there.

Water pollution is one of the most studied factors in the relationship between stormwater ponds and amphibians (Table 3). Pollutants such as road salt may have sub-lethal effects on amphibians, which could lead to death in the long term (e.g., Bishop et al., 2000; Sanzo and Hecnar, 2006; Karraker et al., 2008; Snodgrass et al., 2008; Collins and Russell, 2009). However, some authors point out that road salt remains a factor that can slow down the development of the larvae but that it is not decisive in assessing the viability of the ponds as amphibian breeding sites (Scher and Thiéry, 2005; Brand et al., 2010; Hassall and Anderson, 2015). Moderate levels of nitrogen in ponds appear to have little or no direct risk on the development of amphibian embryos and larvae identified on site (Mayer et al., 1996; Bishop et al., 2000; Massal et al., 2007). Snodgrass et al. (2008) point out that the impact of pollution on the populations of amphibians present in the ponds studied depends on the tolerance of each species to each of the pollutants. For example, nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) emissions from cars may be an important nutrient for aquatic vegetation (Camargo et al., 2005 in Holzer, 2014). Conversely, high levels of nitrate may have detrimental effects on amphibian larvae due to its toxicity or due to anoxia resulting from eutrophication (Marco et al., 1999; Hatch and Blaustein, 2003; Holzer, 2014). The impact of the nitrate levels also varies positively (Scheffers and Paszkowski, 2013) or negatively (Houlahan and Findlay, 2003) according to the species considered. In fact, stormwater ponds containing moderate nitrate levels may be suitable for the breeding and development of amphibian larvae because it contributes to the development of algae, micro-organisms, and decaying material which amphibian larvae feed on (Duguet et al., 2003; Pohl et al., 2015). Neighboring agricultural areas can also contribute to the development of algae in ponds through the runoff of nitrate-rich fertilizer (Beja and Alcazar, 2003). The odors produced by

algae proliferation attract frogs when they're on a reproductive migration (Savage, 1961; Grubb, 1973, 1975; McCarthy and Lathrop, 2011). Algae also nourish amphibian larvae (Bateman, 2014; Holzer, 2014). However, nitrates may also be harmful when present in high concentration, as excessive algae growth can lead to eutrophication (Bishop et al., 2000). In conclusion, agricultural land-use near ponds can have a variable impact, depending on agricultural practices and the sensibility of amphibian species to eutrophication (Le Viol et al., 2012).

Some studies point to hydroperiod (Tables 2, 3) as a factor affecting species present on studied sites (Hamer and McDonnell, 2008; Chester and Robson, 2013). Hydroperiod is defined as the time of inundation during which the soil becomes saturated in water, resulting in anoxia (Bonis, 2014). These alternations of flood and wet stages can lead to the coexistence of species with a wide range of tolerance and ecological requirements (Bonis, 2014). The literature has shown that a too short hydroperiod can be harmful to species that have a long developing period, which are unable to reach metamorphosis before the pond dries. Those species die from dehydration (Ostergaard et al., 2008; Brand and Snodgrass, 2010; McCarthy and Lathrop, 2011). Conversely, a too long hydroperiod (i.e., a prolonged duration of submersion) is often associated with the presence of fish, which represent a significant risk of predation for the communities of amphibians present in ponds (e.g., Hamer and Parris, 2011).

A comparison of both Tables 2, 3 shows a divergence of opinions on the predation issue. The absence of fish is considered a positive factor in five studies (Beebe, 1996; Petranka et al., 2004; Porej and Hetherington, 2005; Vasconcelos and Calhoun, 2006; Chester and Robson, 2013) and a negative factor in three other studies (Sredl and Collins, 1992; Bishop et al., 2000; Brand and Snodgrass, 2010). The presence of fish has direct and indirect negative impacts on frog larvae (e.g., Porej and Hetherington, 2005; Hamer and Parris, 2011) but some species show resistance to fish predation (Kats et al., 1988; Gunzburger and Travis, 2005; McCarthy and Lathrop, 2011). Brand and Snodgrass (2010) recommend a seasonal hydroperiod, natural or artificial, with a late drainage (i.e., at the end of summer), to increase the suitability of stormwater ponds as amphibian breeding sites. In addition, this practice can be adopted in the maintenance of highway and urban ponds in temperate areas where spring and autumn periods show high levels of rainfall while in summer they have less precipitation.

The pond banks inclination is cited in the literature as a characteristic that can make ponds traps for amphibians

**TABLE 2 |** Factors identified in the literature review that have a positive effect on the use of stormwater ponds as breeding sites for amphibians.

Factors with positive effects	References of the studies
Ecological connectivity Connectivity with other bodies of water or between ponds	Prunier et al., 2014 Gledhill et al., 2008; Bix-Raybuck et al., 2010; Chester and Robson, 2013; Hassall and Anderson, 2015
Connectivity with surrounding amphibian populations site	Hamer and McDonnell, 2008
Proximity to terrestrial habitat	Semlitsch, 1998; Guerry and Hunter, 2002; Rubbo and Kiesecker, 2005; Trenham et al., 2005; Van Buskirk, 2006; Babbitt et al., 2006; Rittenhouse and Semlitsch, 2007; Gledhill et al., 2008; Hamer and McDonnell, 2008; Le Viol et al., 2009, 2012; McCarthy and Lathrop, 2011; Chester and Robson, 2013; Holzer, 2014
Possibility of dispersal and/or possibility of colonization of new area	Semlitsch and Bodie, 2003; Ouellet and Leheurteux, 2007; Hamer and McDonnell, 2008; McCarthy and Lathrop, 2011
Proximity to habitat that provides food and wintering site Proximity to a wet forest	deMaynadier and Hunter, 1995 Baldwin et al., 2006; Holzer, 2014
Appropriate management	Chester and Robson, 2013
Appropriate variations of hydroperiod	Hamer and McDonnell, 2008; Chester and Robson, 2013
Water quality Low nitrate level	Hamer and McDonnell, 2008 Holzer, 2014
Absence of fish or other predators	Beebee, 1996; Petranka et al., 2004; Porej and Hetherington, 2005; Vasconcelos and Calhoun, 2006; Chester and Robson, 2013
Aquatic vegetation (providing refuge against predators, nesting site, shade and production of oxygen)	Sredl and Collins, 1992; Hamer et al., 2002; Egan and Paton, 2004; Pearl et al., 2005; Skidds et al., 2007; Hamer and McDonnell, 2008; Hamer and Organ, 2008; Hamer and Parris, 2011; Chester and Robson, 2013; Holzer, 2014

(Table 3). For example, Parris (2006) registers, on the basis of a predictive model, a decrease of more than 40% in the species richness measured in stormwater ponds due to the presence of a vertical wall. Other factors are mentioned as having an effect on the amphibian presence in stormwater ponds, but do not appear to be conclusive. This is the case for the age of ponds (e.g., Bix-Raybuck et al., 2010; Pohl et al., 2015). Although Bix-Raybuck et al. (2010) identified the presence of amphibians in recent ponds, some species may be slower to colonize new wetlands and are therefore likely to occupy older ponds. The presence of aquatic vegetation within the pond studied is also mentioned as a factor favorable for amphibian development (Table 2), without being defined as a determining factor (Brand and Snodgrass, 2010; Hamer and Parris, 2011; Scheffers and Paszkowski, 2013). Similarly, the connectivity of the ponds studied to the surrounding wetlands (Tables 2, 3) is also correlated to the species richness and abundance (Gledhill et al., 2008; Bix-Raybuck et al., 2010; McCarthy and Lathrop, 2011; Hassall and Anderson, 2015).

### Certain Negative Factors May be Modified by Stormwater Pond Managers to Make Them Ecologically Viable for Amphibian Breeding

As previously mentioned in the results, some factors influencing the suitability of stormwater ponds as amphibian breeding sites can be modified during pond maintenance operations (e.g., the presence of predators, hydroperiod or pollution accumulation) (e.g., Snodgrass et al., 2008; Bix-Raybuck et al., 2010; Brand and Snodgrass, 2010; Hamer and Parris, 2011). The

connectivity between the ponds and suitable natural habitats in the surroundings can be enhanced by vegetation management (Hamer and Parris, 2011; McCarthy and Lathrop, 2011). Similarly, the connectivity of the studied ponds to other wetland habitats (including other stormwater ponds) can be enhanced by vegetation management (Gledhill et al., 2008; Bix-Raybuck et al., 2010; Chester and Robson, 2013; Hassall and Anderson, 2015) in order to support the creation of a dispersal corridor and form a network (Hamer and McDonnell, 2008; Le Viol et al., 2009; Hamer and Parris, 2011). Bateman (2014) suggests that ponds be managed in groups rather than individually to ensure that the habitat requirements of the different species are respected, while improving the species richness on a regional scale.

Finally, other authors Geai et al. (1997); Chang et al. (2011), and Scheffers and Paszkowski (2013) recommend the construction of gently sloping banks, which facilitate the growth of aquatic and semi-aquatic vegetation, as is already the case in many ponds. Chang et al. (2011) recommend that ponds with vegetated banks have slopes  $\leq 45^\circ$ , those designed with concrete substrate  $\leq 60^\circ$  and those designed with clay  $\leq 30^\circ$  in order to allow amphibians to climb more easily. In addition to facilitating the entry and exit of amphibians, a structure covered by vegetation provides shelter against predators (Geai et al., 1997; Scheffers and Paszkowski, 2013) and facilitates access for maintenance (Geai et al., 1997).

## DISCUSSION

This literature review demonstrates that the viability of stormwater ponds as breeding sites depends largely on

can be explained by the fact that many species require habitats covered by natural vegetation where they can find refuge and food, such as forests. The close proximity of the pond to a forest environment leads to a lower cost of dispersal for amphibians during seasonal migration phases (Bonte et al., 2012). Otherwise, most of the data presented in the publications analyzed here concerning the pond environment are studied within a radius of 500 m, considered as the distance of influence of an environment in relation to a pond (Simon et al., 2009). This distance is justified by the fact that dispersal movements may range from several hundred meters to one kilometer (Joly and Grolet, 1996; Denoel, 2005; Kovar et al., 2009). Nevertheless, the area studied should be adapted regarding the dispersal ability of each species.

It is important to underline the low number of publications and their restricted location as a large majority of the articles relate to studies conducted on sites located in Europe and North America. Stormwater ponds are used around the world in a variety of forms and environmental contexts that are currently difficult to evaluate in a review article as the literature does not provide information about functionality, maintenance practices and environment features surrounding the pond. Additional studies are needed, including multi-factorial studies to investigate the influence of the combination of factors listed in this article on amphibian development.

It is also necessary to conduct more targeted studies on the different types of stormwater ponds whose operational objectives and management methods may vary. It might be relevant to include a wider range of factors in the analysis and to make comparative studies between different types of ponds. The difficulty in drawing accurate conclusions also comes from the lack of homogeneity in the few publications concerning this subject as shown with the example of the term “hydroperiod.”

Therefore, it is difficult to state on the basis of this review, that stormwater ponds are or are not ecological traps, insofar as this depends on many criteria that vary according to the type of pond, its design, the climate and the land uses in the areas adjacent to the pond's location. The ecology of the species that colonize it is also an important factor. However, it is interesting to note that several authors point out that stormwater ponds could be beneficial breeding sites for amphibian species (Bishop et al., 2000), especially in man-made landscapes where aquatic habitats are increasingly rare (Le Viol et al., 2009, 2012; Gallagher et al., 2014). If so, they could make a substantial contribution toward enhancing local and even regional biodiversity (Gledhill et al., 2008).

It is important to remark that many factors that can affect the sustainability of stormwater ponds to provide quality habitat for amphibians have not been studied. This review of the scientific literature raises the question of whether or not stormwater pond maintenance practices can play a role in the adaptation of the ponds as breeding sites for amphibians (Hamer and Parris, 2011; Gallagher et al., 2014; Hassall and Anderson, 2015).

In **Tables 2, 3**, pond maintenance is only noted as a potential positive factor and is absent from the negative factors (Chester and Robson, 2013). The different maintenance practices include

dredging the pond (i.e., removing the sludge that accumulates at the bottom of the ponds) and clearing vegetation (IFSTTAR-LCPC., 2006; Le Viol et al., 2009). Dredging can have a deadly impact on amphibian populations present in the pond if the activity is carried out during the breeding season. Nevertheless, it can also have other potential benefits because it prevents the pond from being filled by mud and consequently from drying out (Duguet et al., 2003; Ruban et al., 2003). In addition, it prevents the pond from the proliferation of invasive species. The management of stormwater ponds also involves vegetation control in and around the ponds. Although aquatic vegetation plays a positive role in spawning and providing refuges against predators (Duguet et al., 2003), an excessive development can result in eutrophication as well as difficulties in water circulation (Hamer and Parris, 2011). There is a need to find a balance between ecological and technical management in order to support the development of amphibian populations without hindering the functioning of the ponds. Further studies are needed to reconsider pond management and to identify the best practices to reduce the negative factors and to enhance positive ones for amphibian development in stormwater ponds.

This literature review suggests a possible compatibility between a purely technical management and ecological management of ponds that can benefit amphibians while maintaining the functionality of the pond. In addition, this review highlights the importance of a proper vegetation management to link these ponds to a terrestrial habitat, which is necessary for the lifecycle of amphibians. Finally, it seems important to consider the temporality of the process in the analysis of the suitability of stormwater ponds as habitats for amphibians. Whether it be short-term because of a variable hydroperiod, or long-term because of the need to be cleaned regularly to avoid filling, the question remains: Can stormwater ponds be considered temporary wetlands, such as the natural temporary Mediterranean pools mentioned by Babbitt and Tanner (2000); Beja and Alcazar (2003); Jakob et al. (2003); Bagella et al. (2010); Ruhí et al. (2012) or the continental pools mentioned by Lukács et al. (2013)? If so, should these ponds be included in local or regional plans to enhance biodiversity?

However, it is possible to conclude that stormwater ponds located in highly anthropogenic landscapes, as is the case in Europe and North America, can be both ecological traps and suitable habitats for amphibian breeding, depending on a number of factors, including the species that colonize them, pond design, and the environmental context in which they are embedded. Additional studies are therefore needed in other parts of the world, particularly where amphibian biodiversity hotspots are located, but also on possible management and maintenance practices and how to link stormwater ponds to quality terrestrial habitats through the creation of ecological corridors.

## AUTHOR CONTRIBUTIONS

LC, CC and PP: Contributed conception and design of the study; LC: Organized the database; LC: Performed the statistical

**TABLE 3 |** Factors identified in the literature review that have a negative effect on the use of stormwater ponds as breeding sites for amphibians.

Factors with negative effects	References of the studies
Lack of connectivity	Ostergaard et al., 2008; Bix-Raybuck et al., 2010
Changes in the hydrological cycle	Hamer and McDonnell, 2008; Brand and Snodgrass, 2010
Long or permanent hydroperiod facilitating fish presence	McCarthy and Lathrop, 2011
Seasonality	Stebbins and Cohen, 1995; Babbitt, 2005
Presence of fish or other predators	Sredi and Collins, 1992; Bishop et al., 2000; Brand and Snodgrass, 2010
Water pollution (affecting survival and reproduction)	Phillips, 1990; Blaustein et al., 1994; McCarthy and Lathrop, 2011
Toxicity of pollutants	Campbell, 1994; Rouse et al., 1999; Gillespie, 2001; Hatch and Blaustein, 2003; Houlihan and Findlay, 2003; Kats and Ferrer, 2003; Massal et al., 2007; Otto et al., 2007; Wik et al., 2008
Oil	Neff et al., 2005
High level of nitrate	Snodgrass et al., 2008
Conductivity and heavy metal	Hatch and Blaustein, 2003; Le Viol et al., 2012
Pesticides and herbicides	Beja and Alcazar, 2003; Le Viol et al., 2012
Salinity	Marsalek and Marsalek, 1997; Bishop et al., 2000; Marsalek, 2003; Karraker et al., 2008; Snodgrass et al., 2008; Denoel et al., 2010; Gallagher et al., 2014
High level of nutrients (causing aquatic eutrophication)	Paul and Meyer, 2001; Johnson et al., 2007
Decrease of algae quantity	Paul and Meyer, 2001
Proximity to urban areas	Hitchings and Beebee, 1997; Gagné and Fahrig, 2007; Hamer and McDonnell, 2008
Woody species too close to the pond (causing shade and decreasing water temperature)	Thurgate and Pechmann, 2007
Human disturbance	Rodríguez-Prieto and Fernández-Juricic, 2005
Artificial light affecting amphibians calls and reproduction cycles	Baker and Richardson, 2006
Noise pollution affecting calls	Sun and Narins, 2005; Bee and Swanson, 2007

characteristics of ponds and their surroundings but also on the ecology of the colonizing species. While water pollution seems to be one of the main characteristics for defining stormwater ponds as ecological traps for amphibians (Bishop et al., 2000; Collins and Russell, 2009; Gallagher et al., 2014), many studies show that its effect varies depending on species and pollution levels, (McCarthy and Lathrop, 2011; Bateman, 2014) even though some pollutants do not directly threaten the development of amphibian embryos and larvae (Massal et al., 2007). We could therefore conclude that stormwater ponds may constitute suitable additional or alternative breeding sites for pollutant-tolerant species (Snodgrass et al., 2008; Holzer, 2014; Pohl et al., 2015). A low level of water pollution, such as a low presence of nitrate, may also be positive for amphibians because it contributes to the development of microorganisms that larvae feed on. However, there is a need to establish which levels of pollution can be tolerated, and by which species.

Thus, for several factors such as pollution levels or hydroperiod, it is difficult to make precise recommendations because of the heterogeneity of evaluation criteria presented in the publications, which limits the comparisons. A good example of this heterogeneity is the characterization of ponds in terms of hydroperiod variations. Stormwater ponds can be divided into two categories: *temporary* or *permanent* (Le Viol et al., 2012; Holzer, 2014); or *seasonal* or *semi-permanent* (Brand and Snodgrass, 2010). However, the classification may be more subtle and may include three categories based on annual observations of ponds. Scher and Thiéry (2005) suggest a classification

of highway ponds according to whether they are always full (*permanent*), have submerged depths (*semi-permanent*), or have a total drying phase exceeding 1 month (*temporary*). Similarly, Gallagher et al. (2014) define three categories of urban ponds according to the duration of flooding, which can be considered *temporary* (<50% of the time), *seasonal* (50–90% of the time) or *quasi-permanent* (>90% of the time) ponds. Thus, the categories of hydroperiods show a high variation in stormwater ponds (Scher and Thiéry, 2005; Brand and Snodgrass, 2010; Le Viol et al., 2012; Gallagher et al., 2014; Holzer, 2014) and is probably the determining factor in the suitability of ponds as habitats for amphibians. Nevertheless, the lack of homogeneity within the hydroperiod classification does not allow the comparison of the results published.

Concerning the surrounding land, the negative influence of the adjacent intensive agricultural areas on the presence of amphibians in stormwater ponds can be explained by a strong tendency of these species to avoid these areas (Joly et al., 2001; Rothermel and Semlitsch, 2002). These agricultural land appear to be obstacles to species dispersal. In addition, they can cause a high concentration of pesticides in the water, which can be lethal for some species (Sparling et al., 2001). On the other hand, the positive influence of the presence of other wetlands near the ponds can be explained by the fact that the size of the regional population is often small. Consequently, the persistence of these populations depends on functional metapopulations composed of a network of different ponds (Semlitsch and Bodie, 2003). Finally, the positive influence of a forest environment

analysis; LC: Wrote the first draft of the manuscript; LC: Wrote sections of the manuscript. All authors contributed to manuscript revision, read and approved the submitted version.

## ACKNOWLEDGMENTS

This contribution would have been impossible without the support of Karine Tourret and Eiffage group. The authors would

also like to thank Constance Schéré, Paul Boos, Eric Bezault and Neil Minkley for their language review.

## SUPPLEMENTARY MATERIAL

The Supplementary Material for this article can be found online at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2018.00040/full#supplementary-material>

## REFERENCES

- Ackley, J. W., and Meylan, P. A. (2010). Watersnake Eden: use of stormwater retention ponds by mangrove salt marsh snakes (*Nerodia clarkii compressicauda*) in urban Florida. *Herpetol. Conserv. Biol.* 5, 17–22.
- Andrews, K. M., Nanjappa, P., and Riley, S. P. (Eds.). (2015). *Roads and Ecological Infrastructure: Concepts and Applications for Small Animals*. Baltimore, MD: JHU Press.
- Babbitt, K. J. (2005). The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecol. Manag.* 13, 269–179. doi: 10.1007/s11273-004-7521-x
- Babbitt, K. J., Baber, M. J., and Brandt, L. A. (2006). The effect of woodland proximity and wetland characteristics on larval anuran assemblages in an agricultural landscape. *Can. J. Zool.* 84, 510–519. doi: 10.1139/z06-020
- Babbitt, K. J., and Tanner, G. W. (2000). Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands* 20, 313–322. doi: 10.1672/0277-5212(2000)020[0313:UOTWBA]2.0.CO;2
- Bagella, S., Caria, M. C., and Zuccarello, V. (2010). Patterns of emblematic habitat types in Mediterranean temporary wetlands. *C. R. Biol.* 333, 694–700. doi: 10.1016/j.crvi.2010.06.006
- Baker, B. J., and Richardson, J. M. L. (2006). The effect of artificial light on male breeding-season behaviour in green frogs, *Rana clamitans melanota*. *Can. J. Zool.* 84, 1528–1532. doi: 10.1139/z06-142
- Baldwin, R. F., Calhoun, A. J. K., and deMaynadier, P. G. (2006). Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the Wood Frog *Rana sylvatica*. *J. Herpetol.* 40, 442–453. doi: 10.1670/0022-1511(2006)40[442:CPFASW]2.0.CO;2
- Bancroft, B., Han, B., Searle, C., Biga, L., Olson, D., Kats, D., et al. (2011). Species-level correlates of susceptibility to the pathogenic amphibian fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in the United States. *Biodiver. Conserv.* 20, 1911–1920. doi: 10.1007/s10531-011-0066-4
- Bateman, J. A. (2014). *Effects of Stormwater Ponds on Calling Amphibian Communities in Monroe County, NY*. thesis, Environmental Science and Biology, 65. Available online at: [https://digitalcommons.brockport.edu/env\\_theses/91](https://digitalcommons.brockport.edu/env_theses/91)
- Battin, J. (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conserv. Biol.* 8, 1482–1491. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00417
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., and Prado, P. I. (2010). Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae: contributed paper. *Conserv. Biol.* 24, 287–294. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01324.x
- Bee, M. A., and Swanson, E. M. (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Anim. Behav.* 74, 1765–1776. doi: 10.1016/j.anbehav.2007.03.019
- Beebe, T. J. C. (1996). *Ecology and Conservation of Amphibians*. London: Chapman and Hall.
- Beja, P., and Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.* 114, 317–326. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00051-X
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., et al. (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 95, 9031–9036. doi: 10.1073/pnas.95.15.9031
- Birx-Raybuck, D. A., Price, S. J., and Dorcas, M. E. (2010). Pond age and riparian zone proximity influence anuran occupancy of urban retention ponds. *Urban Ecosyst.* 13, 181–190. doi: 10.1007/s11252-009-0116-9
- Bishop, C. A., Struger, J., Barton, D. R., Shirose, L. J., Dunn, L., Lang, A. L., et al. (2000). Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto Area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Q. Res. J. Can.* 35, 399–435.
- Blaustein, A. R., Wake, D. B., and Sousa, W. P. (1994). Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.* 8, 60–71. doi: 10.1046/j.1523-1739.1994.08010060.x
- Bonis, A. (2014). “Hydropériode des zones humides : un enjeu décisif pour la structure des communautés végétales et leur diversité,” in *Ecologie des Zones Humides : Concepts, Méthodes et Démarches*, ed J. B. Bouzillé (Lavoisier), 102–152.
- Bonte, D., Van Dyck, H., Bullock, J. M., Coulon, A., Delgado, M., Gibbs, M., et al. (2012). Costs of dispersal. *Biol. Rev.* 87, 290–312. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x
- Brand, A. B., and Snodgrass, J. W. (2010). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes: contributed paper. *Conserv. Biol.* 24, 295–301. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01301.x
- Brand, A. B., Snodgrass, J. W., Gallagher, M. T., Casey, R. E., and Van Meter, R. (2010). Lethal and sublethal effects of embryonic and larval exposure of *Hyla versicolor* to stormwater pond sediments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58, 325–331. doi: 10.1007/s00244-009-9373-0
- Camargo, J. A., Alonso, A., and Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58, 1255–1267. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.044
- Campbell, K. R. (1994). Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27, 352–356. doi: 10.1007/BF00213171
- Chang, Y. H., Wang, H. W., and Hou, W. S. (2011). Effects of construction materials and design of lake and stream banks on climbing ability of frogs and salamanders. *Ecol. Eng.* 37, 1726–1733. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.07.005
- Chester, E. T., and Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biol. Conserv.* 166, 64–75. doi: 10.1016/j.biocon.2013.06.016
- Collins, S. J., and Russell, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environ. Pollut.* 157, 320–324. doi: 10.1016/j.envpol.2008.06.032
- deMaynadier, P. G., and Hunter, M. L. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3, 230–261. doi: 10.1139/a95-012
- Denoe, M. (2005). Persistence and dispersion of an introduced population of alpine newt (*Triturus alpestris*) in the limestone plateau of Larzac (Southern France). *Revue d'Ecologie - La Terre et la Vie.* 60, 139–148.
- Denoe, M., Bichot, M., Fictola, G., Delcourt, J., Yliff, M., Kestemont, P., et al. (2010). Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aquat. Toxicol.* 99, 275–280. doi: 10.1016/j.aquatox.2010.05.007
- Dodd, C. (2010). *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. New York, NY: Oxford University Press.
- Dodd, C. K., and Cade, B. S. (1998). Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small temporary wetlands. *Conserv. Biol.* 12, 331–339. doi: 10.1111/j.1523-1739.1998.97183

- Duguet, R., Melki, F., and Acemav Association (2003). Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Méze: Biotope, 480.
- Dwernychuk, L. W., and Boag, D. A. (1972). Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Can. J. Zool.* 50, 559–563. doi: 10.1139/z72-076
- Egan, R. S., and Paton, P. W. C. (2004). Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands* 24, 1–13. doi: 10.1672/0277-5212(2004)024[0001:WPAOBW]2.0.CO;2
- Fayoux, D., and Pelletier, D. (2009). Étanchéité des bassins de lagunage et routiers – Règles pratiques issues de l'expérience. *Ingénierie* 21–31.
- Gagné, S. A., and Fahrig, L. (2007). Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landsc. Ecol.* 22, 205–215. doi: 10.1007/s10980-006-9012-3
- Gallagher, M. T., Snodgrass, J. W., Brand, A. B., Casey, R. E., Lev, S. M., and Van Meter, R. J. (2014). The role of pollutant accumulation in determining the use of stormwater ponds by amphibians. *Wetlands Ecol. Manag.* 22, 551–564. doi: 10.1007/s11273-014-9351-9
- Gardner, R. C., Barchiesi, F., Beltrame, C., Finlayson, C., Galewski, T., Harrison, L., et al. (2015). *State of the World's Wetlands and their Services to People: A Compilation of Recent Analyses*. Ramsar Briefing Note no. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Geai, S., Guy, D., Gaber, J., Gay, L., Hurtevent, J., and Sivestre, P. (1997). L'eau et la route : dispositif de traitement des eaux pluviales. *Setra* 7, 166.
- Gillespie, G. R. (2001). The role of introduced trout in the decline of the spotted tree frog (*Litoria Spenceri*) in south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 100, 187–198. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00021-0
- Gledhill, D. G., James, P., and Davies, D. H. (2008). Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landsc. Ecol.* 23, 1219–1230. doi: 10.1007/s10980-008-9292-x
- Grubb, J. (1973). Olfactory orientation in *Bufo woodhousei* fowleri, *Pseudacris clarki* and *Pseudacris streckeri*. *Anim. Behav.* 21, 726–732. doi: 10.1016/S0003-3472(73)80098-3
- Grubb, J. (1975). Olfactory orientation in southern leopard frogs, *Rana utricularia*. *Herpetologica* 31, 219–221.
- Guerry, A. D., and Hunter, M. L. Jr. (2002). Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* 16, 745–754. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.00557.x
- Gunzburger, M. S., and Travis, J. (2005). Critical literature review of the evidence for unpalatability of amphibian eggs and larvae. *J. Herpetol.* 39, 547–571. doi: 10.1670/1-05A.1
- Hamer, A. J., and McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biol. Conserv.* 141, 2432–2449. doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.020
- Hamer, A. J., and Organ, A. K. (2008). Aspects of the ecology and conservation of the Growling Grass Frog *Litoria raniformis* in an urban-fringe environment, southern Victoria. *Austral. Zool.* 34, 393–407. doi: 10.7882/AZ.2008.017
- Hamer, A. J., and Parris, K. M. (2011). Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecol. Appl.* 21, 378–390. doi: 10.1890/10-0390.1
- Hamer, A. J., Lane, S. J., and Mahony, M. J. (2002). The role of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) in excluding the native green and golden bell frog (*Litoria aurea*) from original habitats in south-eastern Australia. *Oecologia* 132, 445–452. doi: 10.1007/s00442-002-0968-7
- Hassall, C., and Anderson, S. (2015). Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanaged wetlands in urban areas. *Hydrobiologia* 745, 137–149. doi: 10.1007/s10750-014-2100-5
- Hatch, A. C., and Blaustein, A. R. (2003). Combined effects of UV-B radiation and nitrate fertilizer on larval amphibians. *Ecol. Appl.* 13, 1083–1093. doi: 10.1890/1051-0761(2003)13[1083:CEOURA]2.0.CO;2
- Hayes, T. B., Falso, P., Gallipeau, S., and Stice, M. (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *J. Exp. Biol.* 213, 921–933. doi: 10.1242/jeb.040865
- Hitchings, S. P., and Beebe, T. J. C. (1997). Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79, 117–127. doi: 10.1038/hdy.1997.134
- Holzer, K. A. (2014). Amphibian use of constructed and remnant wetlands in an urban landscape. *Urban Ecosyst.* 17, 955–968. doi: 10.1007/s11252-014-0373-0
- Houlahan, J. E., and Findlay, C. S. (2003). The effects of adjacent land use on wet-land amphibian species richness and community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 1078–1094. doi: 10.1139/f03-095
- IFSTTAR-LCPC. (2006). *Recommandations Pratiques pour la Gestion Des Produits de L'assainissement Pluvial (Practical recommendations for the management of stormwater sediments)*. Guide technique LCPC. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées DISTC, Paris.
- Jakob, C., Poizat, G., Veith, M., Seitz, A., and Crivelli, A. J. (2003). Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* 499, 51–61. doi: 10.1023/A:1026343618150
- Johnson, J. R., Knouft, J. H., and Semlitsch, R. D. (2007). Sex and seasonal differences in the spatial terrestrial distribution of gray treefrog (*Hyla versicolor*) populations. *Biol. Conserv.* 140, 250–258. doi: 10.1016/j.biocon.2007.08.010
- Joly, P., and Grolet, O. (1996). Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing alpine newts (*Triturus alpestris*). *Acta Oecol.* 17, 599–608.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., and Grolet, O. (2001). Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 1, 239–248. doi: 10.1111/j.1523-1739.2001.99200.x
- Jumeau, J. (2017). *Les Possibilités de Dispersion et Éléments D'habitat-Refuge Dans un Paysage D'agriculture Intensive Fragmenté Par un Réseau Routier Dense : Le cas de la Petite Faune Dans la Plaine du Bas-Rhin*. Dissertation thesis, Strasbourg: Strasbourg University.
- Karraker, N. E., Gibbs, J. P., and Vonesh, J. R. (2008). Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecol. Appl.* 18, 724–734. doi: 10.1890/07-1644.1
- Kats, L. B., and Ferrer, R. P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Divers. Distribut.* 9, 99–110. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00013.x
- Kats, L. B., Petranka, J. W., and Sih, A. (1988). Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. *Ecology* 69, 1865–1870. doi: 10.2307/1941163
- Kovar, R., Brabec, M., Vita, R., and Bocek, R. (2009). Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphib. Reptil.* 30, 367–378. doi: 10.1163/156853809788795236
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R., and Kerbiriou, C. (2012). More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecol. Eng.* 47, 146–154. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.06.031
- Le Viol, I., Mocq, J., Julliard, R., and Kerbiriou, C. (2009). The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv.* 142, 3163–3171. doi: 10.1016/j.biocon.2009.08.018
- Lukács, B. A., Sramkó, G., and Molnár, V. A. (2013). Plant diversity and conservation value of continental temporary pools. *Biol. Conserv.* 158, 393–400. doi: 10.1016/j.biocon.2012.08.024
- Marco, A., Quilchano, C., and Blaustein, A. R. (1999). Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2836–2839. doi: 10.1002/etc.5620181225
- Marsalek, J. (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Sci. Technol.* 48, 61–70.
- Marsalek, J., and Marsalek, P. M. (1997). Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Sci. Technol.* 36, 117–122.
- Massal, L. R., Snodgrass, J. W., and Casey, R. E. (2007). Potential for toxic effects on amphibian embryos and larvae. *Appl. Herpetol.* 1, 1–11. doi: 10.1163/157075407779766714
- Mayer, T., Marsalek, J., and Delos Reyes, E. (1996). Nutrients and metal contaminants status of urban stormwater ponds. *Lake Reservoir Manag.* 12, 348–363. doi: 10.1080/07438149609354276
- McCarthy, K., and Lathrop, R. G. (2011). Stormwater basins of the New Jersey coastal plain: subsidies or sinks for frogs and toads? *Urban Ecosyst.* 14, 395–413. doi: 10.1007/s11252-011-0161-z
- Moore, T. L., and Hunt, W. F. (2012). Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds - a means for evaluation? *Water Res.* 46, 6811–6823. doi: 10.1016/j.watres.2011.11.026

- Neff, J. M., Stout, S. A., and Gunster, D. G. (2005). Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: identifying sources and ecological hazard. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 1, 22–33. doi: 10.1897/IEAM\_2004a-016.1
- Ostergaard, E., Richter, K., and West, S. (2008). "Amphibian use of stormwater ponds in the Puget lowlands of Washington, USA," in *Urban Herpetology*, eds J. C. Mitchell, R. E. Jung, and B. Bartholomew (Salt Lake City, UT: Society for the Study of Amphibians and Reptiles), 259–270.
- Otto, C. R., Forester, D. C., and Snodgrass, J. W. (2007). Influences of wetland and landscape characteristics on the distribution of carpenter frogs. *Wetlands* 27, 261–269. doi: 10.1672/0277-5212(2007)27[261:1OWALC]2.0.CO;2
- Ouellet, M., and Leheurteux, C. (2007). *Principes de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens : revue de littérature et recommandations suggérées pour la rainette faux-grillon de l'Ouest (Pseudacris triseriata)*. Amphibia-Nature et Ministère Des Ressources Naturelles et de La Faune (Québec). 52.
- Parris, K. M. (2006). Urban amphibian assemblages as metacommunities. *J. Anim. Ecol.* 75, 757–764. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01096.x
- Paul, M. J., and Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 333–365. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040
- Pearl, C. A., Adams, M. J., Leuthold, N., and Bury, R. B. (2005). Amphibian occurrence and aquatic invaders in a changing landscape: Implications for wetland mitigation in the Willamette valley, Oregon, U. S. A. *Wetlands* 25, 76–88. doi: 10.1672/0277-5212(2005)025[0076:AOAAII]2.0.CO;2
- Petranka, J. W., Smith, C. K., Scott, A. F., and Floyd, A. A. (2004). Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. *Ecol. Appl.* 14, 1065–1078. doi: 10.1890/02-5394
- Phillips, K. (1990). Where have all the frogs and toads gone? *Bioscience* 40, 422–424. doi: 10.2307/1311385
- Pohl, J., Örn, S., Norrgren, L., and Carlsson, G. (2015). Toxicological evaluation of water from stormwater ponds using *Xenopus tropicalis* embryos. *Wetlands Ecol. Manag.* 23, 1091–1098. doi: 10.1007/s11273-015-9444-0
- Porej, D., and Hetherington, T. E. (2005). Designing wetlands for amphibians: the importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. *Wetlands Ecol. Manag.* 13, 445–455. doi: 10.1007/s11273-004-0522-y
- Prunier, J. G., Kaufmann, B., Léna, J. P., Fenet, S., Pompanon, F., and Joly, P. (2014). A 40-year-old divided highway does not prevent gene flow in the alpine newt *Ichthyosaura alpestris*. *Conserv. Genet.* 15, 453–468. doi: 10.1007/s10592-013-0553-0
- Rittenhouse, T. A. G., and Semlitsch, R. D. (2007). Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands* 27, 153–161. doi: 10.1672/0277-5212(2007)27[153:DOATH]2.0.CO;2
- Robertson, B. A., and Hutto, R. L. (2006). A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87, 1075–1085. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2
- Rodríguez-Prieto, L., and Fernández-Juricic, E. (2005). Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog (*Rana iberica*) at individual and population levels. *Biol. Conserv.* 123, 1–9. doi: 10.1016/j.biocon.2004.10.003
- Rothermel, B. B., and Semlitsch, R. D. (2002). An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conserv. Biol.* 16, 1324–1332. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01085.x
- Rouse, J. D., Bishop, C. A., and Struger, J. (1999). Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Perspect.* 107, 799–803. doi: 10.1289/ehp.99107799
- Ruban, V., Clozel, B., Conil, C., and Durand, D. (2003). *Origine, Caractérisation et Gestion des Boues de L'assainissement Pluvial Routier et Urbain*. Points sur les connaissances actuelles et perspectives. Bull. Labo. Ponts et Chaussées. 246–247.
- Rubbo, M. J., and Kiesecker, J. M. (2005). Amphibian Breeding distribution in an urbanized landscape. *Conserv. Biol.* 19, 504–511. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.000101.
- Ruhi, A., Sebastian, O. S., Feo, C., Franch, M., Gascón, S., Richter-Boix, Á., et al. (2012). Man-made Mediterranean temporary ponds as a tool for amphibian conservation. *Annal. Limnol. Int. J. Limnol.* 48, 81–93. doi: 10.1051/limn/2011059
- Sanzo, D., and Hecnar, S. J. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environ. Pollut.* 14, 247–256. doi: 10.1016/j.envpol.2005.07.013
- Savage, R. M. (1961). *The Ecology and Life History of the Common Frog (Rana Temporaria Temporaria)*. London: Pitman.
- Scheffers, B. R., and Paszkowski, C. A. (2013). Amphibian use of urban stormwater wetlands: the role of natural habitat features. *Landsc. Urban Plan.* 113, 139–149. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.01.001
- Scher, O. (2005). *Les Bassins d'eau Pluviale Autoroutiers en Région Méditerranéenne: Fonctionnement et Biodiversité - Evaluation de l'impact de la Pollution Routière sur les Communautés Animales Aquatiques* [Doctoral dissertation] Université de Provence - Aix-Marseille.
- Scher, O., and Thiéry, A. (2005). Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551, 237–251. doi: 10.1007/s10750-005-4464-z
- Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., and Sherman, P. W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends Ecol. Evol.* 17, 474–480. doi: 10.1016/S0169-5347(02)02580-6
- Semlitsch, R. D. (1998). Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conserv. Biol.* 12, 1113–1119. doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x
- Semlitsch, R. D., and Bodie, J. R. (2003). Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 17, 1219–1228. doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x
- Simon, J. A., Snodgrass, J. W., Casey, R. E., and Sparling, D. W. (2009). Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. *Landsc. Ecol.* 24, 361–373. doi: 10.1007/s10980-008-9311-y
- Skidds, D. E., Golet, F. C., Paton, P. W. C., and Mitchell, J. C. (2007). Habitat correlates of reproductive effort in wood frogs and spotted salamanders in an urbanizing watershed. *J. Herpetol.* 41, 439–450. doi: 10.1670/0022-1511(2007)41[439:HCOREI]2.0.CO;2
- Skriabine, P., Billon, V., Geai, S., Calovi, L., and Ruperd, Y. (2004). Nomenclature de la loi sur l'eau - application aux infrastructures routières-guide technique. *Setra* 111.
- Snodgrass, J. W., Casey, R. E., Joseph, D., and Simon, J. A. (2008). Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: variation in sensitivity among species. *Environ. Pollut.* 154, 291–297. doi: 10.1016/j.envpol.2007.10.003
- Sparling, D. W., Fellers, G. M., and McConnell, L. L. (2001). Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 1591–1595. doi: 10.1002/etc.5620200725
- Sredl, M. J., and Collins, J. P. (1992). The interaction of predation, competition, and habitat complexity in structuring an amphibian community. *Copeia* 3, 607–614. doi: 10.2307/1446138
- Stebbins, R. C., and Cohen, N. W. (1995). *A Natural History of Amphibians*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Sun, J. W. C., and Narins, P. M. (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biol. Conserv.* 121, 419–427. doi: 10.1016/j.biocon.2004.05.017
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145–148. doi: 10.1038/nature02121
- Thurgate, N. Y., and Pechmann, J. H. K. (2007). Canopy closure, competition, and the endangered dusky gopher frog. *J. Wildlife Manag.* 71, 1845–1852. doi: 10.2193/2005-586
- Tixier, G., Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., and Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecol. Indic.* 11, 1497–1506. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.03.027
- Todd, B. D., Luhring, T. M., Rothermel, B. B., and Gibbons, J. W. (2009). Effects of forest removal on amphibian migrations: implications



- for habitat and landscape connectivity. *J. Appl. Ecol.* 46, 554–561. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01645.x
- Trenham, P. C., and H. B., Shaffer (2005). Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability. *Ecol. Appl.* 15, 1158–1168. doi: 10.1890/04-1150
- Trenham, P. C., Koenig, W. D., Mossman, M. J., Stark, S. L., and Jagger, L. A. (2003). Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecol. Appl.* 13, 1522–1532. doi: 10.1890/02-5206
- United Nations (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. Department of Economic and Social Affairs. Population Division, United Nations.
- Van Buskirk, J. (2005). Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86, 1936–1947. doi: 10.1890/04-1237
- Vasconcelos, D., and Calhoun, A. J. K. (2006). Monitoring created seasonal pools for functional success: a six-year case study of amphibian responses, Sears Island, Maine, U. S. A. *Wetlands* 26, 992–1003. doi: 10.1672/0277-5212(2006)26[992:MCSPPF]2.0.CO;2
- Wik, A., Lycken, J., and Dave, G. (2008). Sediment quality assessment of road runoff detention systems in Sweden and the potential contribution of tire wear. *Water Air Soil Pollut.* 194, 301–314. doi: 10.1007/s11270-008-9718-8

**Conflict of Interest Statement:** The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Copyright © 2018 Clevenot, Carré and Pech. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.

## Annexe 2 : Tableaux de sélection des bassins étudiés en fonction des différents facteurs d'analyse

Fréquence de curage entre 2010 et 2016	Nombre de bassins sélectionnés	Total sur l'A77	Représentativité
0	14	24	-0,4
1	10	16	-1,0
2	4	7	0,0
3	0	2	1,1
4	1	3	0,7
5	1	1	-0,4
<i>Total</i>	<i>30</i>	<i>53</i>	

Date du dernier curage	Nombre de bassins sélectionnés	Total sur l'A77	Représentativité
Jamais	14	24	-0,4
2010-2014	9	17	0,6
2015-2016	7	12	-0,2
<i>Total</i>	<i>30</i>	<i>53</i>	

Type d'environnement	Nombre de bassins sélectionnés	Total sur l'A77	Représentativité
Forestier	14	24	-0,32
Agricole	5	9	0,13
Mixte	11	20	0,4
<i>Total</i>	<i>30</i>	<i>53</i>	

Type de bassins	Nombre de bassins sélectionnés	Total sur l'A77	Représentativité
Simple	17	30	-0,05
Double	13	23	-0,01
<i>Total</i>	<i>30</i>	<i>53</i>	

## Annexe 3 : Organisation du terrain (Loiret)

Phase 1						
Dates de terrain		Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi
19 au 23 mars 2018				A77-1-68.400 A77-1-69.040 A77-1-71.460	A77-2-85.910 A77-2-61.440 A77-2-58.330	A77-2-38.600 A77-2-30.120 A77-2-26.770
Étudiants présents	J. Gomis C. Fauconnier	A77-2-65.400 A77-1-42.450 A77-1-44.460	A77-2-53.325 A77-2-55.620 A77-1-80.667 A77-1-87.910 A77-1-97.900	A77-1-76.420 A77-1-83.400 A77-1-89.380 A77-1-92.580	A77-2-55.050 A77-2-46.770 A77-1-34.800 A77-1-33.780 A77-1-31.380	A77-2-07.260 A77-1-08.160 A77-1-21.870 A77-1-27.700
Accessibilité		Autonome	Autonome	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien

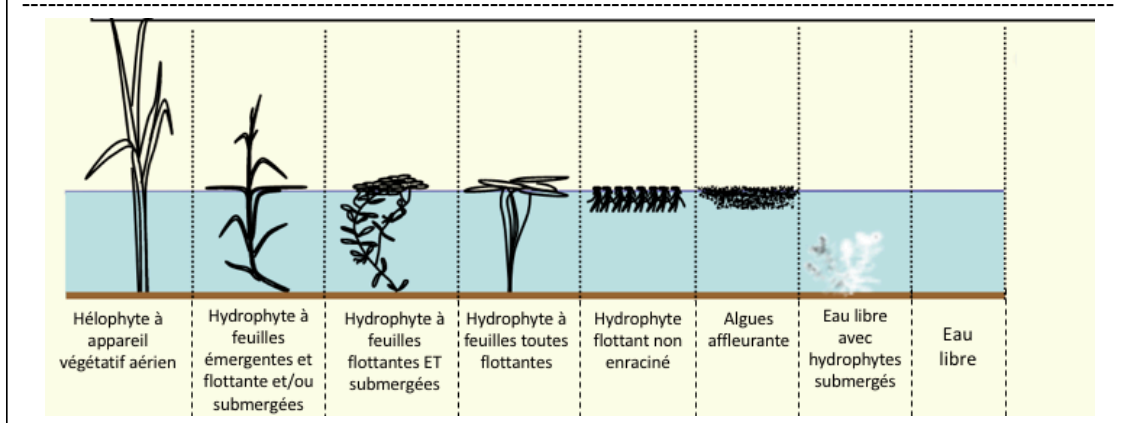
Phase 2 – 1 <sup>ère</sup> semaine						
Dates de terrain		Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi
22 au 25 mai 2018					A77-2-53.325 A77-2-46.770 A77-1-34.800 A77-1-33.780 A77-1-31.380 A77-2-38.600 A77-2-30.120	A77-2-26.770 A77-2-07.260 A77-1-08.160 A77-1-21.870 A77-1-27.700
Étudiants présents	T. Lantenois L. Menguy		A77-1-42.450 A77-1-44.460	Entretiens		
Accessibilité			Autonome	-	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien

Phase 2 – 2 <sup>ème</sup> semaine						
Dates de terrain		Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi
28 mai au 1 <sup>er</sup> juin 2018			A77-1-68.400 A77-1-69.040 A77-2-65.400 A77-2-61.440 A77-2-58.330 A77-2-55.620 A77-2-55.050	A77-1-71.460 A77-1-76.420 A77-1-83.400 A77-1-89.380 A77-1-92.580 A77-1-97.900 A77-2-85.910		
Étudiants présents	L. Quinio S. Klein	A77-1-80.667 A77-1-87.910			Entretiens	Entretiens
Accessibilité		Autonome	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien	-	-

Phase 3						
Dates de terrain		Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi
2 au 6 juillet 2018		A77-1-31.380 A77-2-30.120 A77-2-26.770 A77-2-07.260 A77-1-08.160 A77-1-21.870 A77-1-27.700 A77-1-44.460	A77-2-85.910 A77-1-97.900 A77-1-95.790 A77-1-92.580 A77-1-89.380 A77-1-87.910 A77-1-83.400 A77-1-80.667 A77-2-65.400 A77-2-68.400	A77-1-48.030 A77-1-68.400 A77-1-69.040 A77-1-71.460 A77-1-76.420 A77-2-58.330 A77-2-61.440 A77-2-55.050 A77-2-55.620	A77-1-33.780 A77-1-34.800	A77-1-42.450 A77-2-38.600 A77-2-46.770 A77-2-53.325
Étudiants présents	L. Gicquel M. Batsché					
Accessibilité		Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien	Accompagnée d'un technicien



Schéma du bassin :



## Annexe 5 : Résultats des relevés ADNe en mars et mai 2018

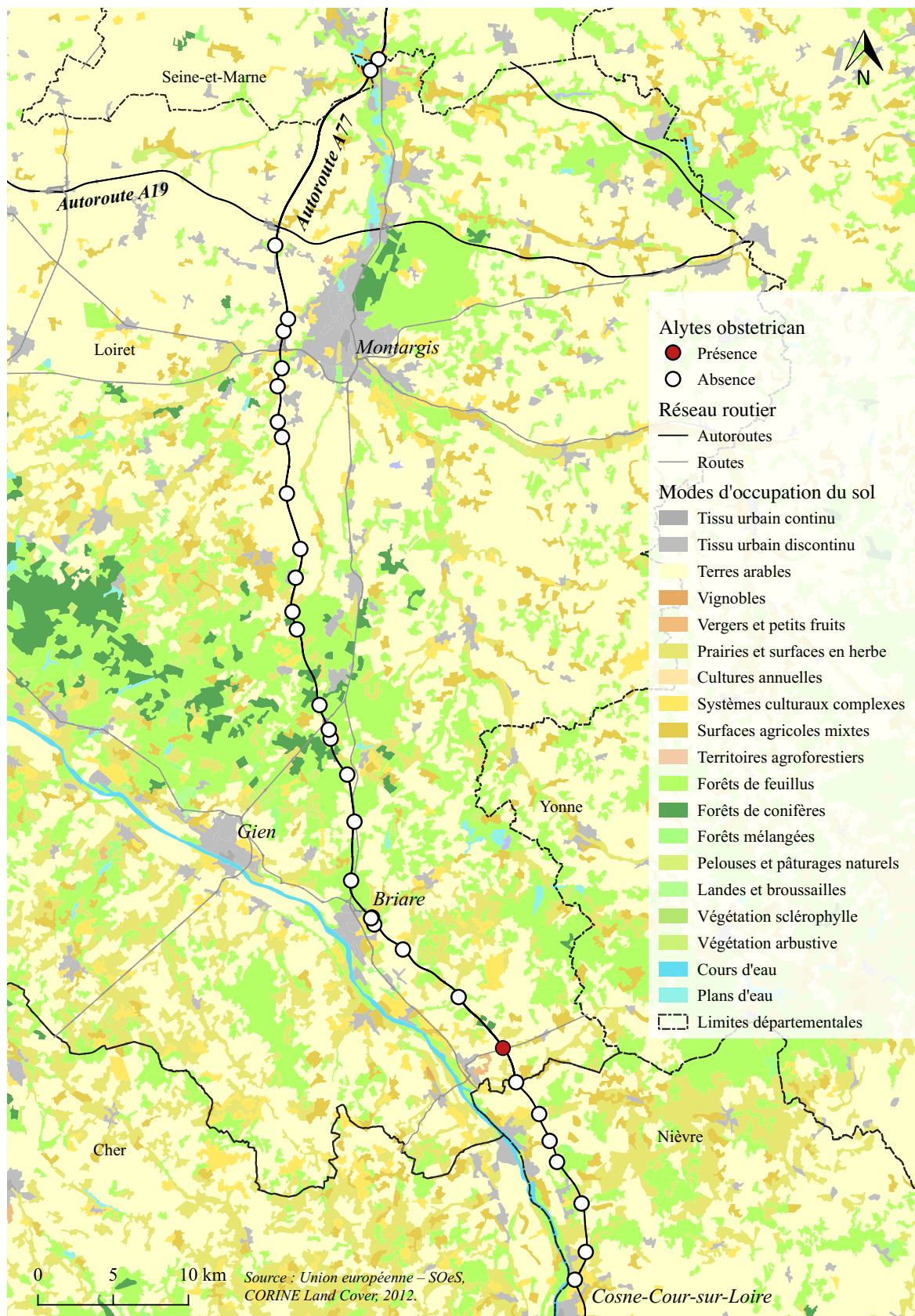
Espèces	<i>Alytes obstetricans</i>	<i>Bufo sp</i>	<i>Epidalea calamita</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Lissotriton helveticus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Pelophylax lessonae / bergeri / esculentus</i>	<i>Pelophylax ridibundus / kurtmuelleri / bedriagae</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	<i>Salamandra salamandra</i>	<i>Triturus cristatus</i>	Total
07.260 (2)	X				X								3
					X		X						3
08.160 (1)	X						X	X					0
							X	X					3
21.870 (1)							X						4
26.770 (2)													2
			X				X						0
27.700 (1)													3
													1
30.120 (2)	X				X				X				3
	X			X	X		X	X					4
31.380 (1)	X								X				0
							X						0
33.780 (1)	X				X		X						2
	X			X			X						1
34.800 (1)													4
				X	X		X						5
38.600 (2)	X				X		X						3
				X	X		X	X					3
42.450 (1)							X	X					0
													3
44.460 (1)	X			X			X						3
							X						4
46.770 (2)					X		X	X					2
					X	X	X	X					0
48.030 (1)													3
													1
53.325 (2)	X				X								3
					X								4
55.050 (2)	X			X	X				X				0
	X			X	X		X		X				0

(suite)

Espèces		<i>Alytes obstetricans</i>	<i>Bufo sp</i>	<i>Epidalea calamita</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Lissotriton helveticus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Pelophylax lessonae / bergeri / esculentus</i>	<i>Pelophylax ridibundus / kurtmuelleri / bedriagae</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	<i>Salamandra salamandra</i>	<i>Triturus cristatus</i>	Total
Bassins (sens)	Date de relevé 03.2020 05.2020													
55.620 (2)			X			X				X				3
			X		X	X		X		X				5
58.330 (2)						X		X	X	X		X		5
					X	X		X	X	X				5
61.440 (2)						X		X	X	X				3
			X		X	X	X	X	X	X				7
65.400 (2)			X		X	X	X		X	X			X	7
			X		X		X		X	X				5
68.400 (2)										X				1
			X				X	X	X				X	5
68.500 (2)														0
			X							X	X			3
69.040 (1)														0
														0
71.460 (1)						X		X						2
			X		X	X		X						4
76.420 (1)					X			X	X					3
														0
80.667 (1)			X			X		X	X	X	X		X	7
		X		X				X	X	X				5
83.400 (1)								X	X					2
			X		X		X	X	X	X				6
85.910 (2)			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	10
					X	X	X	X	X					6
87.910 (1)						X	X	X		X				4
					X	X	X	X		X	X			6
89.380 (1)			X			X	X	X			X	X	X	7
			X			X	X	X					X	5
92.580 (1)			X	X		X	X	X		X	X			7
				X	X	X	X			X	X			6
95.790 (1)														0
			X		X		X			X				4
97.900 (1)						X				X				2
			X		X	X		X	X	X				6

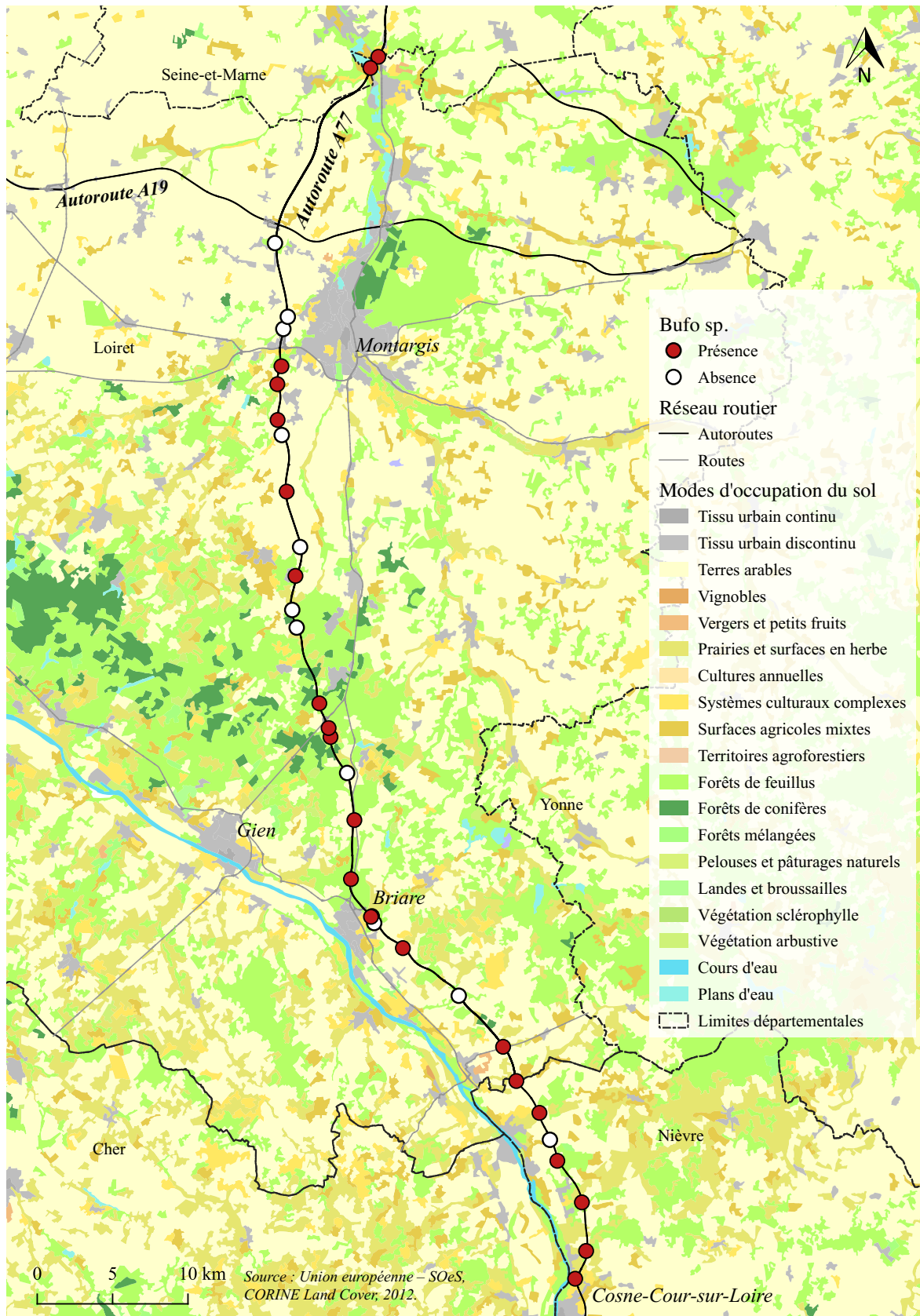
## Annexe 6 : Cartes de présence de chaque espèce dans les bassins de l'A77

### Présence du **crapaud accoucheur** (*Alytes obstetrican*) dans les bassins de l'A77 en 2018





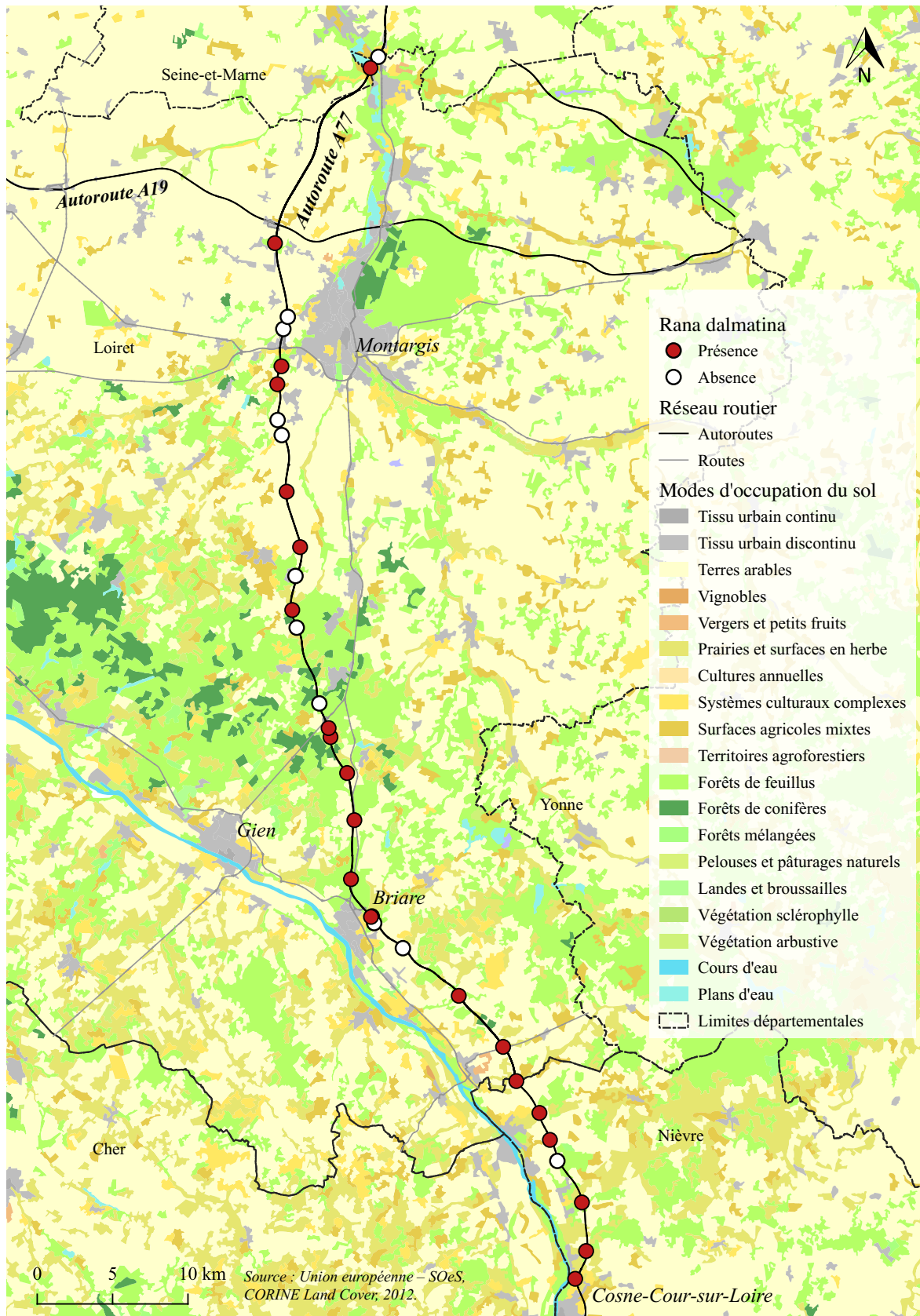
Présence du **crapaud commun (Bufo sp.)**  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence du **crapaud calamite (*Epidalea calamita*)**  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence de la **grenouille agile** (*Rana dalmatina*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



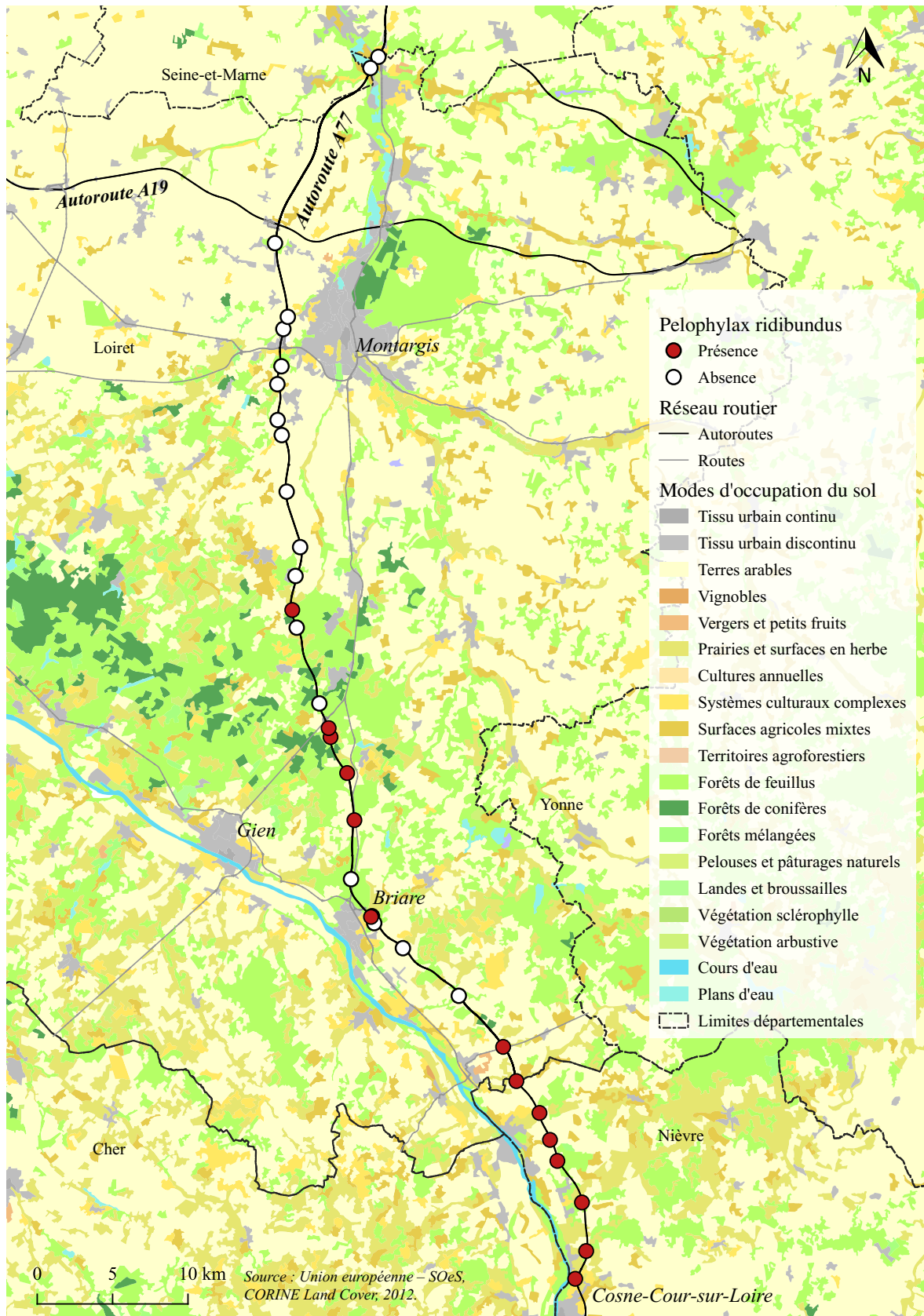
Présence de la **grenouille rousse** (*Rana temporaria*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



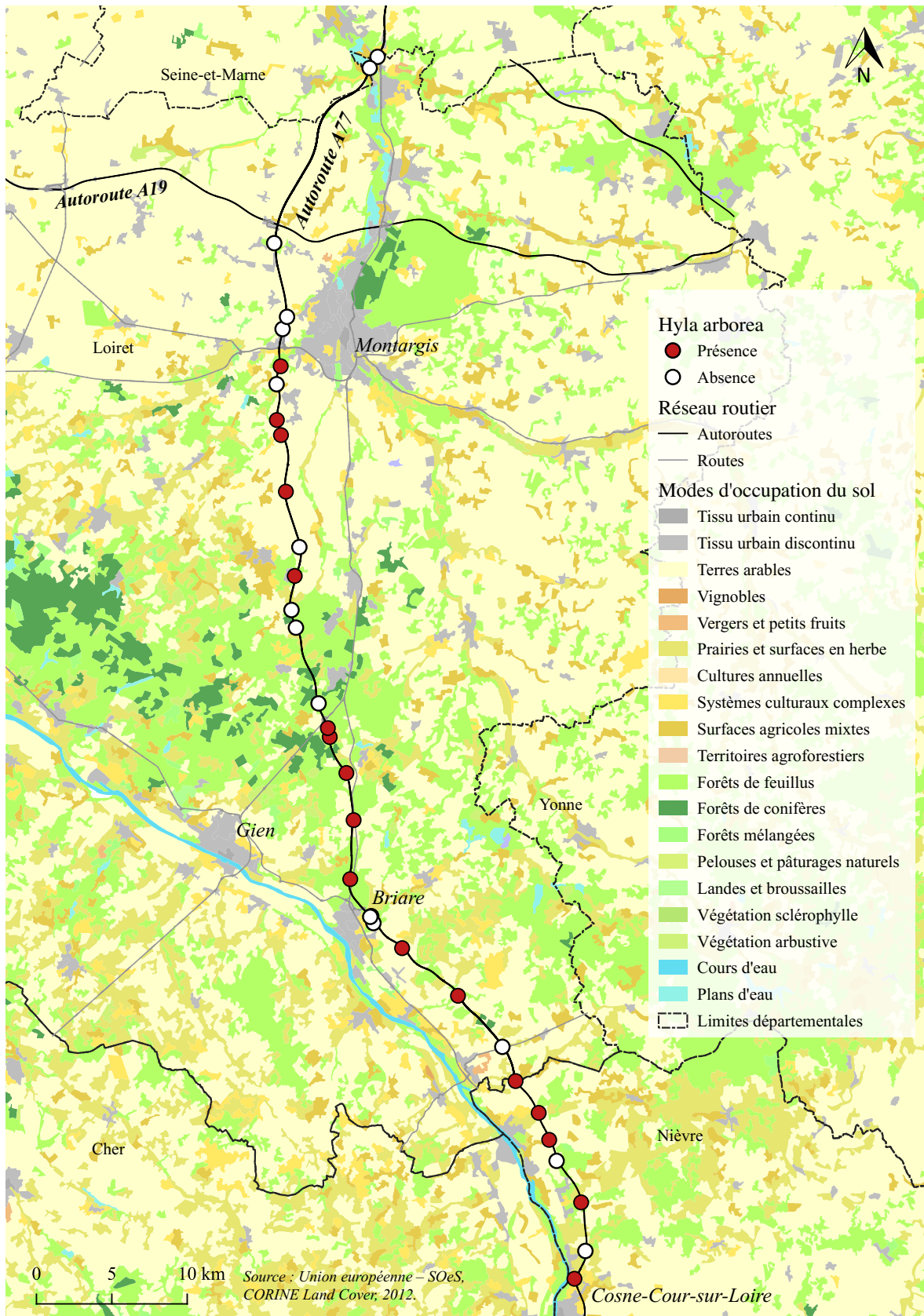
Présence de la grenouille verte – 1<sup>er</sup> groupe (*Pelophylax lessonae*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence de la grenouille verte – 2<sup>ème</sup> groupe (*Pelophylax ridibundus*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence de la rainette verte (*Hyla arborea*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence de la **salamandre tachetée** (*S. salamandra*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018

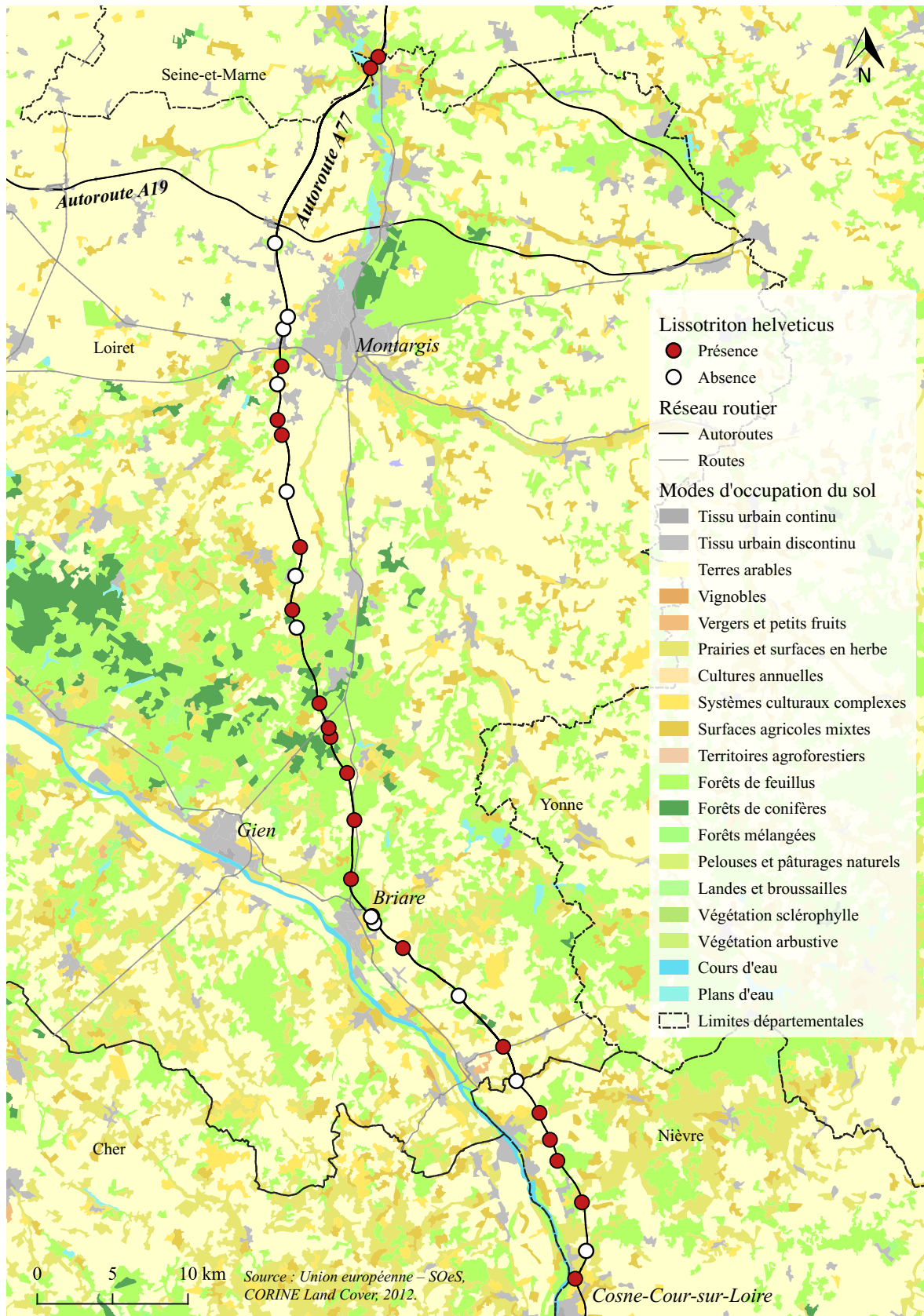




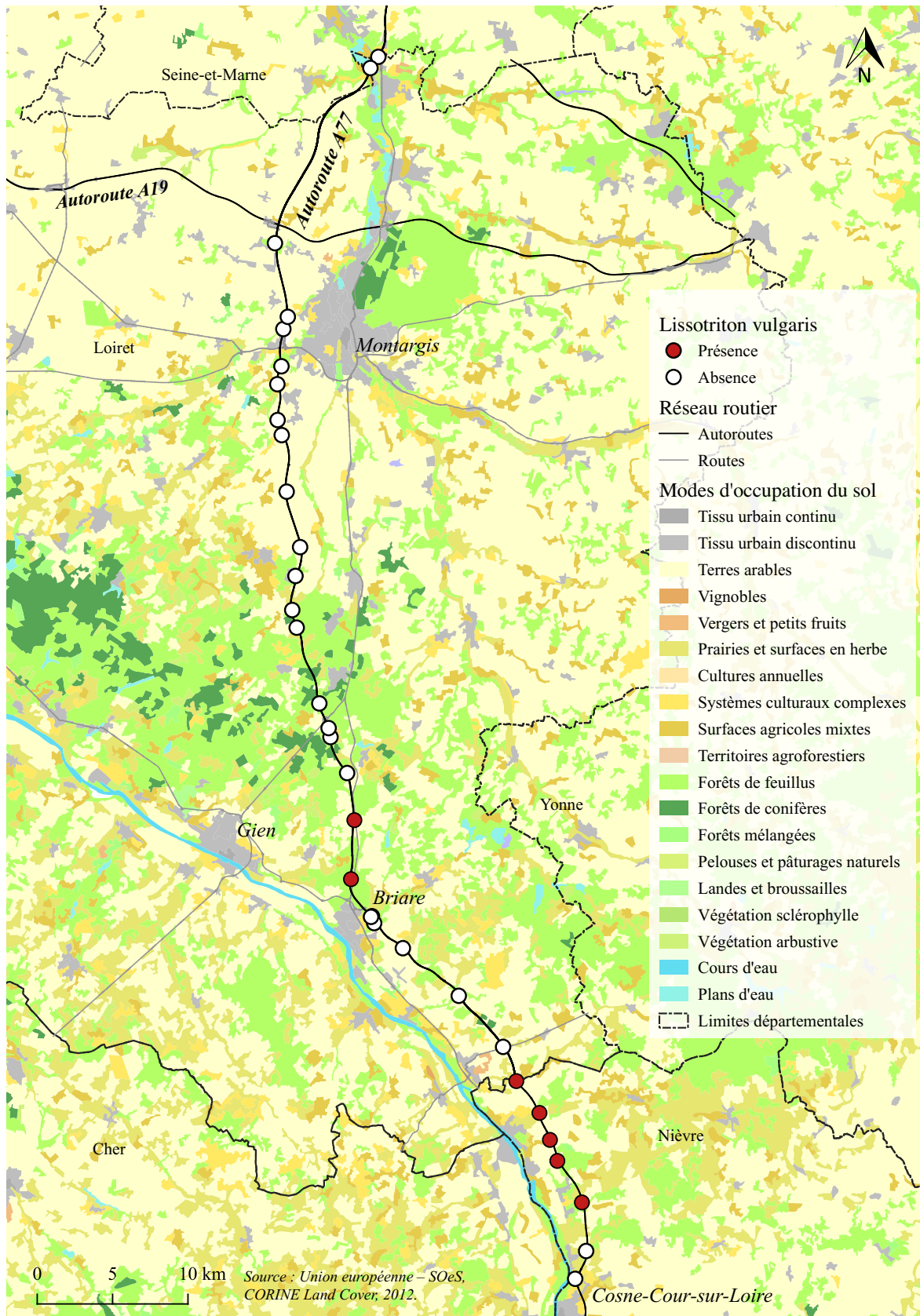
Présence du *Triturus cristatus* (Triturus cristatus)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



Présence du **Triton palmé (*Lissotriton helveticus*)**  
dans les bassins de l'A77 en 2018

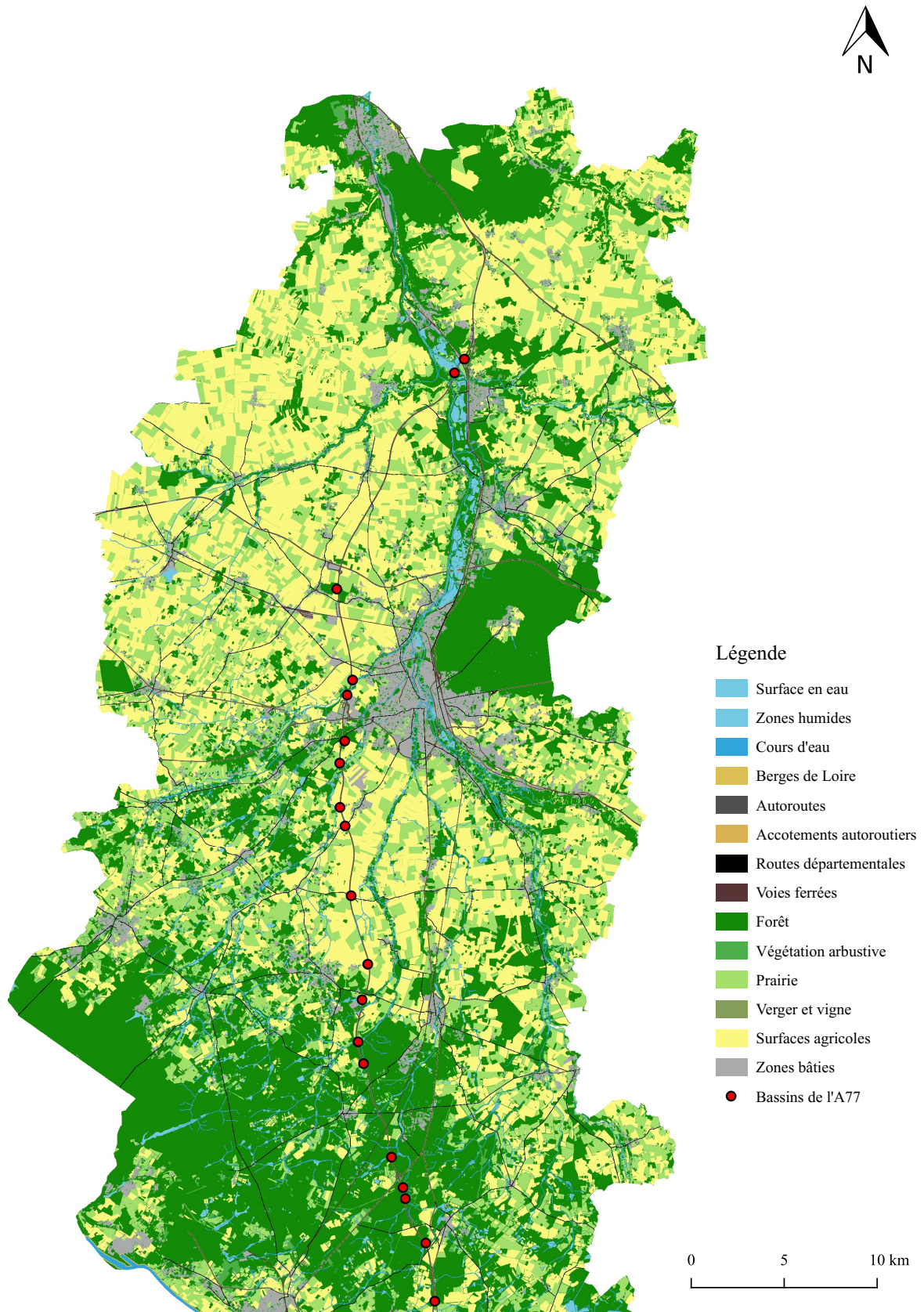


Présence du **Triton ponctué** (*Lissotriton vulgaris*)  
dans les bassins de l'A77 en 2018



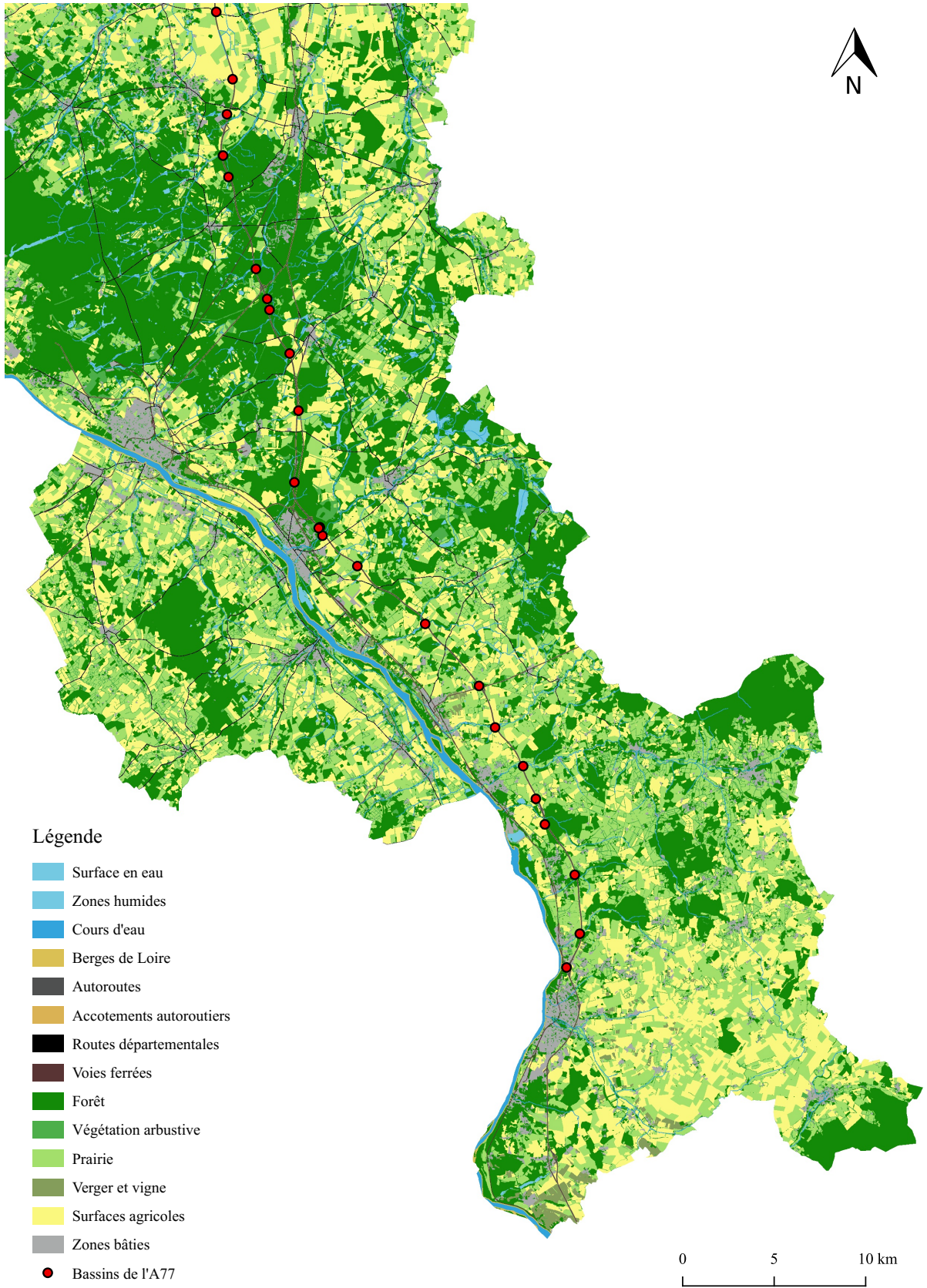
## Annexe 7 : Carte d'occupation du sol autour de l'autoroute A77 (raster)

Partie nord



Clevenot, 2020 (Source : UE – SOeS, CORINE Land Cover, 2006 ; IGN - BD Topo ; APRR)

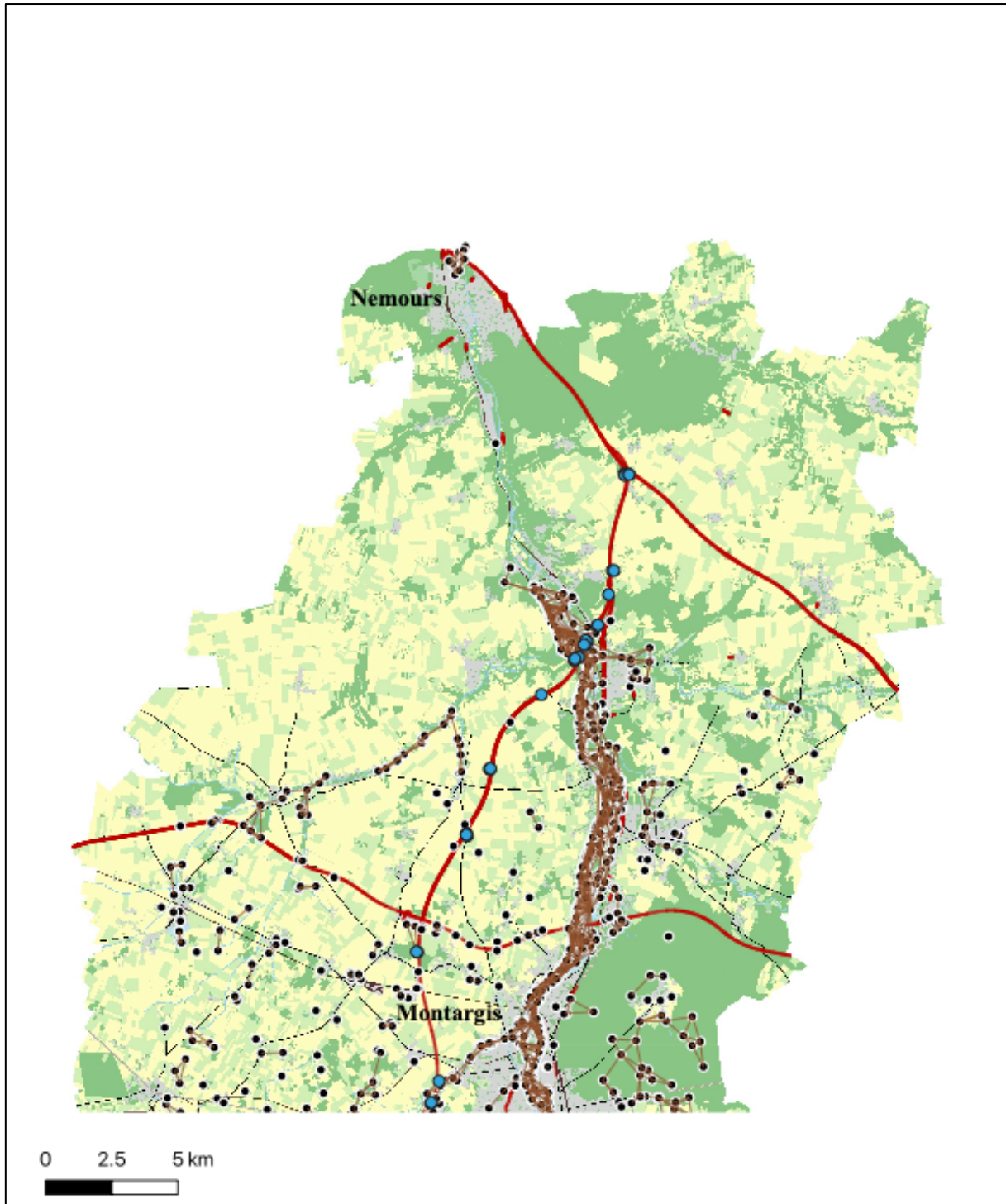
Partie sud



Clevenot, 2020 (Source : UE – SOeS, CORINE Land Cover, 2006 ; IGN - BD Topo ; APRR)

## Annexe 8 : Agrandissements de la carte de visualisation des réseaux écologiques

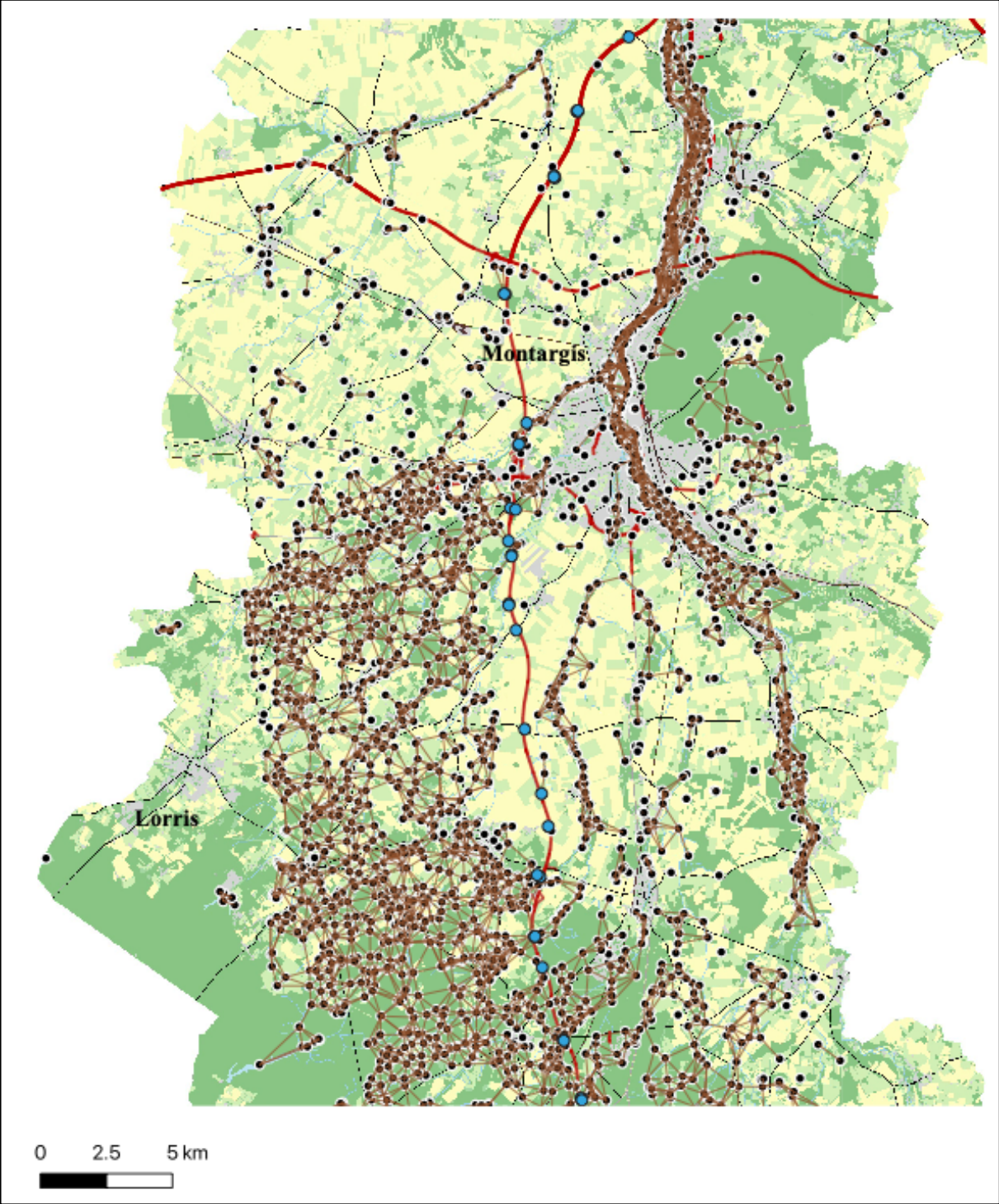
Zone Nord



*Clevenot, 2020*

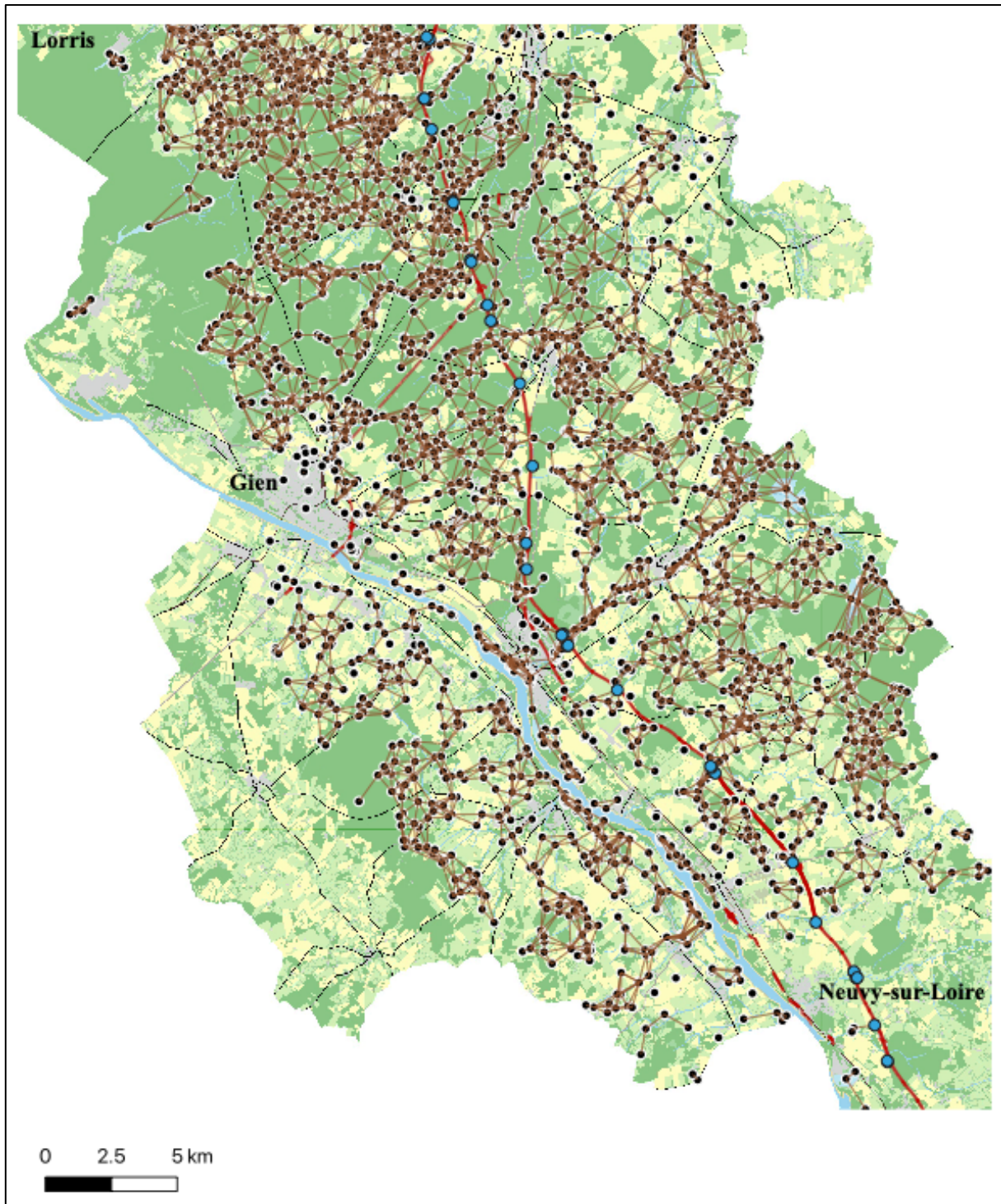
*(sources : UE – SOeS, CORINE Land Cover, 2006 ; IGN (BD Topo) ; APRR ; Foltête et al., 2014 ; IGN)*

Zone centre 1



Clevenot, 2020  
(sources : Foltête et al., 2014 ; IGN)

Zone centre 2



*Clevenot, 2020*

*(sources : UE – SOeS, CORINE Land Cover, 2006 ; IGN (BD Topo) ; APRR ; Foltête et al., 2014 ; IGN)*



Zone sud



Clevenot, 2020  
(sources : UE – SOeS, CORINE Land Cover, 2006 ; IGN (BD Topo) ; APRR ; Foltête et al., 2014 ; IGN)

## Annexe 9 : Tableau de comparaison des différents cadres d'analyse des SSE

Cadre	Avantages	Inconvénient	Particularités intéressantes
<b>DPSIR</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Orienté sur les politiques ;</li> <li>▪ Conceptualise le système social qu'à un niveau macro ;</li> <li>▪ Vision anthropocentrée</li> <li>▪ Conceptualise les interactions entre système social et système écologique sous le prisme des impacts (S → E) ;</li> </ul>	
<b>ES</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision écocentrée ;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Conceptualise le système social qu'à un niveau macro ;</li> <li>▪ Conceptualise les interactions entre système social et système écologique sous le prisme des impacts (S → E) ;</li> </ul>	
<b>ESA</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision écocentrée ;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Conceptualise le système social qu'à un niveau macro ;</li> <li>▪ Conceptualise les interactions entre système social et système écologique sous le prisme des impacts (S → E)</li> </ul>	
<b>HES</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Conceptualise le système social à la fois au niveau macro et micro et leurs interactions ;</li> <li>▪ Aborde la réciprocité entre les systèmes sociaux et écologiques (S ↔ E) ;</li> <li>▪ Cadre intégratif</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision anthropocentrée</li> </ul>	
<b>MEFA / MFA</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision écocentrée</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Centré sur les flux de matière et d'énergie ;</li> <li>▪ Conceptualise le système social qu'à un niveau macro ;</li> <li>▪ Conceptualise les interactions entre système social et système écologique sous le prisme des impacts (S → E) ;</li> </ul>	
<b>MTF</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Conceptualise le système social à la fois au niveau macro et micro et leurs interactions ;</li> <li>▪ Aborde la réciprocité entre les systèmes sociaux et écologiques (S ↔ E) ;</li> <li>▪ Cadre intégratif</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision anthropocentrée</li> <li>▪ Centré sur les risques et les services environnementaux</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Interactions homme-environnement envisagés à travers la « perception de l'état du système » ;</li> </ul>
<b>SESF</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Conceptualise le système social à la fois au niveau macro et micro et leurs interactions ;</li> <li>▪ Aborde la réciprocité entre les systèmes sociaux et écologiques (S ↔ E) ;</li> <li>▪ Cadre intégratif ;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Vision anthropocentrée ;</li> <li>▪ Centré sur la gestion de ressources naturelles ;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Seul cadre qui permet de traiter les systèmes sociaux et écologiques de manière équilibrée ;</li> <li>▪ Permet la sélection des variables les plus pertinentes pour le cas étudié ;</li> </ul>

(suite)

<b>Cadre</b>	<b>Avantages</b>	<b>Inconvénient</b>	<b>Particularités intéressantes</b>
<b>SLA</b>		<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Centré sur la gestion de ressources et l'aide au développement ;</li><li>▪ Conceptualise le système social en considérant la relation macro → micro (politiques, structure de gouvernance) ;</li><li>▪ Vision anthropocentrée ;</li><li>▪ se concentrent sur les influences du système écologique sur le système social (E → S)</li></ul>	
<b>TNS</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Vision écocentrée</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Conceptualise le système social en considérant la relation macro → micro (politiques, structure de gouvernance)</li><li>▪ Conceptualise les interactions entre système social et système écologique sous le prisme des impacts (S → E)</li></ul>	
<b>TVUL</b>		<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Centré sur les risques ;</li><li>▪ Conceptualise le système social en considérant la relation macro → micro (politiques, structure de gouvernance) ;</li><li>▪ Vision anthropocentrée ;</li><li>▪ se concentrent sur les influences du système écologique sur le système social (E → S)</li></ul>	

**DPSIR** : The Driver, Pressure, State, Impact, Response (Eurostat, 1999)

**ES** : The Ecosystem Services framework (Boumans *et al.* 2002 ; Limburg *et al.*, 2002 ; de Groot *et al.*, 2002)

**ESA** : The Earth Systems Analysis framework (Schellnhuber, 1998 et 1999 ; Schellnhuber *et al.*, 2005)

**HES** : The Human-Environment System framework (Scholz and Binder, 2003 et 2004; Scholz *et al.*, 2011a,b)

**MEFA / MSA** : The Material and Energy Flow Analysis framework (Ayres, 1978; Baccini and Bader, 1996; Haberl *et al.*, 2004; Brunner and Rechberger, 2005)

**MTF** : The Management and Transition Framework (Pahl-Wostl, 2009; Pahl-Wostl and Kranz, 2010; Pahl- Wostl *et al.*, 2010)

**SESF** : The socioecosystems framework (Ostrom, 2007 et 2009; McGinnis and Ostrom, 2014)

**SLA**: The Sustainable Livelihood Approach (Scoones, 1998; Ashley and Carney, 1999)

**TNS** : The Natural Step framework (Burns, 1999)

**TVUL** : The Turner vulnerability framework (Turner *et al.*, 2003a)

*Clevenot, 2020 ; d'après Binder et al., 2013*

## Annexe 10 : Grilles d'entretien

---

### GRILLES D'ENTRETIEN – AGENTS APRR (LOIRET)

---

#### Introduction

Pourriez-vous vous présenter rapidement ?

- Pourriez-vous détailler votre poste et votre fonction ?
- Quelles sont vos missions ?
- Quelle formation avez-vous suivie ?

#### 1. Sur les bassins autoroutiers.

- 1.1. Quel est la fonction première d'un bassin autoroutier ?
- 1.2. Pour vous, qu'est-ce qui fait qu'un bassin fonctionne ou non ?
  - 1.2.1. La présence/absence d'eau est-elle un bon indicateur de fonctionnement ? Pourquoi ?
  - 1.2.2. La présence de végétation est-elle une gêne au bon fonctionnement du bassin ? Si oui pourquoi ?
- 1.3. Quelles méthodes mettez-vous en place pour améliorer le fonctionnement d'un bassin et pour répondre aux dysfonctionnements ?
- 1.4. Selon vous, un bassin autoroutier peut-il avoir une autre fonction que celle évoquée précédemment ?

#### 2. Sur les pratiques de gestion.

- 2.1. Pouvez-vous m'expliquer en quoi consiste l'entretien d'un bassin autoroutier ?
- 2.2. Quelles sont les raisons qui peuvent entraîner le curage d'un bassin ?
- 2.3. Un bassin est-il toujours vidé en totalité lors d'un curage ?
- 2.4. Lorsque qu'un bassin est vidé entièrement, en combien de temps peut-il être à nouveau en eau et à quoi est-ce lié selon vous ?
- 2.5. Y a-t-il des périodes favorables pour effectuer ces curages dans l'année et pourquoi ?
- 2.6. Y a-t-il une périodicité dans les curages ?
- 2.7. Quelle est la place de la biodiversité / protection de l'environnement dans votre gestion des bassins autoroutiers ?

#### 3. Sur les amphibiens et la biodiversité dans les bassins autoroutiers.

- 3.1. Avez-vous déjà observé des animaux / des amphibiens dans les bassins autoroutiers ? Si oui, lesquels ?
- 3.2. Dans quelles mesures les amphibiens présents dans les bassins sont-ils (ou non) une contrainte pour votre activité ? Expliquez pourquoi ?
- 3.3. Quelles seraient, selon vous, les solutions pour faire en sorte que ces amphibiens ne soient plus une contrainte ?
- 3.4. Selon vous, dans quelle mesure les amphibiens pourraient être un atout pour votre activité ?

- 
- 3.5. Plus généralement, quel est, selon vous, l'intérêt de préserver les amphibiens ?
  - 3.6. Quelles sont les raisons pour lesquelles vous pourriez vous engager dans la préservation des amphibiens ?
  - 3.7. À l'inverse, de quoi auriez-vous besoin pour vous engager dans la préservation des amphibiens ?

#### **4. Sur les interactions avec les acteurs du territoire adjacent.**

- 4.1. Avez-vous des contacts avec les acteurs du territoire que traverse l'autoroute ? (Élus, agriculteurs, associations, autres...)

Si oui :

- 4.1.1. Sur quels sujets portaient ces échanges ?
- 4.1.2. Comment qualifieriez-vous ces échanges avec les acteurs du territoire voisin concernant la gestion de la biodiversité / des amphibiens ? Pourquoi ?
- 4.2. Des actions ont-elles été mises en place pour la gestion de la biodiversité, et plus particulièrement les amphibiens, en partenariat avec les acteurs du territoire adjacent ?

Si oui :

- 4.2.1. Quel genre d'actions ?
- 4.2.2. Et avec quels acteurs ?

Si non :

- 4.2.3. Dans quelles mesures la mise en place d'action concertée est-elle possible, en partenariat avec les acteurs du territoire voisin, concernant les amphibiens ?
- 4.2.4. Quelles conditions devraient-êtré réunies, selon vous, pour que des actions concertées soient mises en place ?

---

GRILLES D'ENTRETIEN – ÉLUS ET ASSOCIATIONS (LOIRET)

---

**Introduction**

ELUS

- Depuis combien de temps habitez-vous la commune ?
- Quelle est votre fonction et quelles sont vos missions ?
- Quelles sont pour vous les dynamiques majeures en cours sur le territoire ?
- A quoi tenez-vous le plus sur ce territoire ?

ASSOCIATIONS

- Quel est le but de l'association ? Quelles sont vos missions/actions ?
- Qu'est-ce qui vous plaît le plus dans le Loiret ?

**1. Sur les bassins autoroutiers.**

- 1.1. Avez-vous connaissance de la présence de bassins le long de l'autoroute ?
- 1.2. A votre avis, quelle est leur fonction première ?
- 1.3. Selon vous, quel rôle ces bassins peuvent-ils jouer pour la biodiversité dans votre territoire ?
- 1.4. Ces bassins ont-ils une influence sur votre territoire ?

**2. Sur les amphibiens dans les enjeux de biodiversité**

- 2.1. Quels sont les grands enjeux de biodiversité de votre territoire ?
- 2.2. Les amphibiens en font-ils partie ?
- 2.3. Par qui et comment sont gérés les amphibiens sur votre territoire ?

**3. Sur l'autoroute dans les enjeux de biodiversité**

- 3.1. Selon vous, quel est l'intérêt de l'autoroute sur votre territoire ? Et comment est perçue cette autoroute au sein de votre territoire ?
- 3.2. Quelle est la place de l'autoroute dans les plans de gestion de la biodiversité au sein de votre territoire ?
- 3.3. Avez-vous des échanges avec les gestionnaires autoroutiers concernant la gestion de la biodiversité ? Si oui, de quelle nature sont-ils ?
- 3.4. Avez-vous des échanges avec les gestionnaires autoroutiers concernant la gestion des amphibiens ? Si oui, de quelle nature sont-ils ?
- 3.5. Des actions ont-elles été mises en place pour la gestion de la biodiversité, et plus particulièrement les amphibiens, en partenariat avec les gestionnaires autoroutiers ?

Si oui :

- 3.5.1. Quel genre d'actions ?
- 3.5.2. Et avec quels acteurs ?

Si non ou ne sais pas :

- 3.5.3. Quelles seraient, selon vous, les raisons pour lesquelles les gestionnaires autoroutiers pourraient agir ou pas en faveur des amphibiens ?
- 3.5.4. Dans quelles mesures la mise en place d'action concertée est-elle possible, en partenariat avec les acteurs du territoire adjacent, concernant les amphibiens ?
- 3.5.5. Quelles conditions devraient-elles être réunies, selon vous, pour que des actions concertées soient mises en place ?

## **Introduction**

Pourriez-vous vous présenter rapidement ?

- Pourriez-vous détailler votre poste et votre fonction ?
- Quelles sont vos missions ?
- Quelle formation avez-vous suivie ?

## **1. Avant le partenariat**

- 1.1. Comment est venue la question des amphibiens sur votre district ?
- 1.2. Avant le partenariat, quelles espèces aviez-vous observé ? Et sous quelle forme (adultes ? juvéniles ? pontes ?)
- 1.3. Avant le partenariat, quelles questions vous posiez-vous au sujet des amphibiens dans vos bassins ?

## **2. La mise en place du partenariat**

- 2.1. Comment avez-vous eu connaissance de l'existence du CPIE et de ses missions ?
- 2.2. Comment le partenariat s'est-il construit ?
- 2.3. Quels ont été les freins / leviers dans la mise en place de ce partenariat ?
- 2.4. Quelles étaient vos attentes / intérêts par rapport à ce partenariat ?

## **3. Pendant le 1<sup>er</sup> partenariat**

- 3.1. Quelles étaient les missions du CPIE dans ce partenariat ?
- 3.2. Quel était le rôle / la mission des agents APRR dans ce partenariat ?

## **4. À la fin du 1<sup>er</sup> partenariat**

- 4.1. Quels sont les résultats de l'étude ?  
-> Suivi de population ? Recommandation de gestion ? Autre ?
- 4.2. Ce partenariat a-t-il fait l'objet d'une valorisation ...  
... au sein de votre entreprise ?  
... auprès du public ?  
... au niveau scientifique ?
- 4.3. Quel bilan général tirez-vous de ce premier partenariat ?

## **5. Le 2<sup>e</sup> partenariat**

- 5.1. Quelles sont les raisons qui vous ont mené à renouveler votre partenariat avec le CPIE ?
- 5.2. À quel stade en êtes-vous pour ce 2<sup>e</sup> partenariat ?

---

GRILLES D'ENTRETIEN – ASSOCIATION (AUVERGNE)

---

**Introduction**

Pourriez-vous vous présenter rapidement ?

- Expliquer votre poste et votre fonction ?
- Quelles sont vos missions ?
- Quelle formation avez-vous suivie ?

**1. L'enjeux amphibiens en Auvergne**

- 1.1. Quels sont les grands enjeux de biodiversité en Auvergne ?
- 1.2. Dans quelle mesure les amphibiens en font-ils partie ?
- 1.3. Concernant la préservation des amphibiens en Auvergne, avec quels acteurs travaillez-vous ?

**2. La mise en place du partenariat**

2.1. Aviez-vous connaissance de la présence de bassins autoroutiers avant ce partenariat ?

Si oui :

- 2.1.1. Connaissiez-vous la fonction première de ces bassins ?
- 2.1.2. Comment perceviez-vous ces bassins avec ce partenariat ?
- 2.2. Comment le partenariat avec APRR s'est-il construit ?
- 2.3. Quels ont été les freins / leviers dans la mise en place de ce partenariat ?
- 2.4. Quelles étaient vos attentes / intérêts par rapport à ce partenariat ?

**3. Pendant le 1<sup>er</sup> partenariat**

- 3.1. Quelles étaient vos missions dans ce partenariat ?
- 3.2. Quel était le rôle / la mission des agents APRR dans ce partenariat ?

**4. À la fin du 1<sup>er</sup> partenariat**

- 4.1. Quels sont les résultats de l'étude ?
- 4.2. Ces résultats ont-ils abouti à des recommandations de gestion / d'action ?
  - 4.2.1. Si oui, lesquelles ?
- 4.3. Ce partenariat a-t-il fait l'objet d'une valorisation ...  
... au sein de votre entreprise ? ... auprès du public ? ... au niveau scientifique ?
- 4.4. Quel bilan général tirez-vous de ce premier partenariat ?

**5. Le 2<sup>e</sup> partenariat**

- 5.1. Quelles sont les raisons qui vous ont mené à renouveler votre partenariat avec APRR ?
- 5.2. À quel stade en êtes-vous pour ce 2<sup>e</sup> partenariat ?





## Table des figures

Figure 1 : Le cycle de vie des amphibiens, entre site aquatique et site terrestre .....	13
Figure 2 : Les crapauds, porte-étendards des passages à faune dans les médias français....	16
Figure 3 : Le bassin autoroutier : une zone tampon dans le cheminement des eaux pluviales, de la chaussée au milieu naturel. ....	17
Figure 4 : Carte des modes d'occupation du sol autour de l'autoroute l'A77 (Loiret).....	46
Figure 5 : Fossé enherbé (g.) et bief de confinement (d.) autoroutiers .....	47
Figure 6 : Bassin d'infiltration (gauche) et de filtration (droite).....	48
Figure 7: Bassin de traitement (gauche) et de confinement (droite).....	49
Figure 8: Fonctionnement d'un bassin autoroutier. ....	50
Figure 9 : Bassin simple (gauche) et bassin double (droite).....	51
Figure 10 : Sélection des bassins en fonction du mode d'occupation du sol dans un rayon de 500 mètres .....	56
Figure 11 : Part représentative des bassins étudiés par catégorie .....	57
Figure 12 : Phénologie des amphibiens en région Centre Val-de-Loire.....	58
Figure 13 : Plan d'échantillonnage des bassins pour le protocole ADNe.....	60
Figure 14 : Déroulé du protocole ADNe en image .....	61
Figure 15 : Construction de la carte d'occupation du sol par compilation de trois bases de données dans un rayon de 500 mètres autour des bassins autoroutiers. ....	66
Figure 16 : Un biais conséquent engendré par la superposition des bases de données .....	67
Figure 17 : Nombre d'espèces recensées par bassin en mars et mai 2018 par ADNe.....	72
Figure 18 : Carte des bassins autoroutiers en fonction du nombre d'espèces recensées en 2018 .....	73
Figure 19 : Zones Natura 2000 et ZNIEFF I et II à proximité de l'autoroute A77 .....	74
Figure 20 : Espèces recensées dans les bassins de l'A77 en fonction des espèces présentes dans le Loiret.....	76
Figure 21 : Pontes de Grenouille agile ( <i>Rana dalmatina</i> ) (gauche et centre) et de Crapaud commun ( <i>Bufo bufo</i> ) (droite) – A77 – Mars 2018. ....	79
Figure 22 : Têtards d'amphibiens – A77 – mai et juillet 2018 .....	79
Figure 23 : Juvéniles de Grenouille agile ( <i>Rana dalmatina</i> ) – A77 – mai 2018.....	80
Figure 24 : 27 Grenouilles vertes ( <i>Pelophylax</i> sp.) photographiées dans un même bassin – A77 – mai 2018.....	80

---

Figure 25 : Les différents types de bassins colonisés par chacune des espèces recensées en fonction de la date du dernier curage. ....	86
Figure 26 : Cortège d’amphibiens pour chaque type de bassin distingué en fonction de la date du dernier curage .....	87
Figure 27 : Nombres d'espèces recensées en fonction du pourcentage de végétation aquatique. ....	90
Figure 28 : Comportement animal et capacité de franchissement d’un obstacle selon les espèces et groupes d’espèces.....	91
Figure 29 : Filet temporaire de protection des chantiers contre la petite faune et équipé de bavolets. ....	92
Figure 30 : Filet anti-batraciens installé autour d’un bassin de l’autoroute A77.....	94
Figure 31 : Nombres d'espèces recensées par bassins en fonction du pourcentage de milieux forestiers dans un rayon de 500m .....	97
Figure 32 : Nombres d'espèces recensées par bassins en fonction du pourcentage de milieux forestiers dans un rayon de 500m .....	97
Figure 33 : Comparaison des modes d’occupation du sol entre la carte IGN (gauche) et la carte Corine Land Cover (droite) dans un rayon de 500 m autour du bassin 46.770. ....	99
Figure 34 : Comparaison des modèles linéaires généralisés issus des deux approches cartographiques .....	100
Figure 35 : Éléments théoriques d'une structure paysagère .....	112
Figure 36 : Les différents corridors écologiques de la trame verte et bleue .....	114
Figure 37 : Phénomènes de migration (a) et de dispersion (b) chez les amphibiens. ....	117
Figure 38 : Rôle potentiel des bassins autoroutiers dans la migration et la dispersion des amphibiens .....	118
Figure 39 : Délimitation de la zone d’étude par la sélection des communes de Seine et Marne, du Loiret et de la Nièvre situées à 10 kilomètres ou moins des bassins étudiés.....	122
Figure 40 : Influence de la structure du paysage sur le déplacement des espèces. ....	124
Figure 41 : Typologie des différentes composantes de la carte d’occupation du sol. ....	125
Figure 42 : Deux vues possibles pour un même graphe .....	130
Figure 43 : Les composantes d’un jeu de liens dans l’outil GRAPHAB.....	131
Figure 44 : Des tronçons de cours d’eau identifiés comme surface en eau dans la BD TOPO (IGN).....	136
Figure 45 : Des bassins autoroutiers intégrés par erreur à la zone humide adjacente .....	137

---

Figure 46 : Répartition inégale des réseaux d'habitats aquatiques sur l'ensemble de la zone d'étude.....	140
Figure 47 : Un bassin isolé des réseaux écologiques locaux .....	145
Figure 48 : Un bassin en marge des réseaux écologiques locaux. ....	145
Figure 49 : Un bassin isolé mais dont la disparition peut avoir un impact fort sur la connectivité du réseau local.....	146
Figure 50 : Des bassins bien intégrés aux réseaux écologiques locaux. ....	147
Figure 51 : Des bassins connecteurs, seul chemin possible entre deux réseaux écologiques.148	
Figure 52 : Un bassin isolé mais des aménagements possibles au regard de sa situation. ....	151
Figure 53 : Des bassin en regard potentiellement relié par une buse.....	152
Figure 54 : Problématique de gestion d'une unité fonctionnelle interterritoriale .....	158
Figure 55 : Étapes clés du processus de gestion adaptative .....	167
Figure 56 : Les sous-systèmes du cadre SESF de McGinnis et Ostrom.....	176
Figure 57 : Un millefeuille de milieux et territoires dans lesquels s'intègrent les unités fonctionnelles .....	180
Figure 58 : Organisation en districts du réseau APRR .....	182
Figure 59 : Durée des entretiens en fonction du type d'acteur .....	190
Figure 60 : Durée des entretiens en fonction du format.....	190
Figure 61 : Modalités d'appréhension des bassins autoroutiers comme des motifs environnementaux .....	192
Figure 62 : Le système écologique proposé pour l'analyse du SSE BAT.....	197
Figure 63 : Un système écologique en interaction avec un contexte environnemental .....	203
Figure 64 : Le système social proposé pour l'analyse des SSE BAT.....	213
Figure 65 : Espèces recensées dans les bassins de l'A71 et l'A714 en 2014 .....	216
Figure 66 : Un partenariat qui répond au processus de gestion adaptative.....	218
Figure 67 : La situation d'action telle que proposée pour l'analyse d'un SSE BAT .....	219
Figure 68 : Sommaire du SRCE Auvergne : un chapitre dédié aux infrastructures de transport ...	224
Figure 69 : Le système de paramètres socio-politiques tel que proposé pour l'analyse des SSE BAT.....	226
Figure 70 : Le modèle du SSE BAT conceptualisés suivant le cas d'étude bourbonnais .....	229
Figure 71 : État des atlas départementaux amphibiens et reptiles en région Centre Val-de-Loire en mars 2018 .....	237
Figure 72 : Les modes de collaboration en fonction du degré d'engagement des acteurs.....	258
Figure 73 : Le modèle du SSE BAT conceptualisés suivant le cas d'étude loirétain .....	260

---

## Table des tableaux

Tableau 1 : Facteurs identifiés dans la littérature scientifique comme ayant un effet positif sur la richesse en amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales .....	32
Tableau 2 : Facteurs identifiés dans la littérature scientifique comme ayant un effet négatif sur la richesse en amphibiens dans les bassins d'eaux pluviales .....	33
Tableau 3 : Extrait de la base de données renseignant les dates de curage pour chaque bassin de l'A77 .....	53
Tableau 4 : Résumé des protocoles effectués par session de terrain .....	63
Tableau 5 : Tableau récapitulatif de la variable expliquée « Nombres d'espèces en 2018 » ..	64
Tableau 6 : Tableau récapitulatif des variables explicatives et des méthodes de mesures utilisées .....	65
Tableau 7 : Résultat du test de corrélation de Spearman sur les variables explicatives .....	69
Tableau 8 : Résultat du test de multicolinéarité de VIF sur les variables explicatives.....	69
Tableau 9 : Espèces d'amphibiens recensées dans les espaces protégés situés à proximité de l'autoroute A77 .....	75
Tableau 10 : Nombres de bassins dans lesquels chaque espèce a été recensée. ....	76
Tableau 11 : Comparaison des espèces identifiées dans les bassins autoroutiers français.....	77
Tableau 12 : Observations des signes de reproduction et de la présence de prédateurs potentiels dans les bassins autoroutiers de l'A77 .....	78
Tableau 13 : Fréquence de curage dans les bassins étudiés entre 2010 et 2016.....	84
Tableau 14 : Absence d'effet significatif du facteur « Nombre de curage » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés. ....	84
Tableau 15 : Un effet significatif observé du facteur « pourcentage de végétation héliophyte / hydrophyte » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés. ....	90
Tableau 16 : Nombre d'espèces détectées par bassin en fonction de la présence de filet anti-amphibiens. ....	93
Tableau 17 : Un effet significatif observé du facteur « superficie des milieux forestiers » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.....	96
Tableau 18 : Un effet significatif observé du facteur « superficie des milieux agricoles » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés.....	96

---

Tableau 19 : Absence d'effet significatif des facteurs « superficie des milieux artificialisés », « superficie des milieux aquatiques » et « superficie des milieux enherbés » sur la variable « Nombre d'espèces recensées » pour l'ensemble des bassins étudiés. ....	98
Tableau 20 : Typologie des milieux et leurs coûts de déplacement pour les amphibiens .....	126
Tableau 21 : Les différents types de métriques de connectivité de Graphab.....	132
Tableau 22 : Part des bassins de l'A77 dans les différentes catégories de valeurs en fonction des métriques dPC, dPCarea, dPCflux et dPCconnector .....	142
Tableau 23 : Classification des bassins en fonction des valeurs de BC et F .....	144
Tableau 24 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant les fractions de dPC comme variables .....	149
Tableau 25 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant les métriques BC et F comme variables .....	149
Tableau 26 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant la métrique dG comme variable .....	149
Tableau 27 : Résultats du modèle linéaire généralisé intégrant le nombre de liens comme seule variable.....	150
Tableau 28 : Échelle d'action et territoires concernés par chaque catégorie d'acteurs .....	181
Tableau 29 : Les unités de ressources dans le système écologique du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	196
Tableau 30 : Le système de ressource dans le système écologique du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	196
Tableau 31 : Le système Acteurs dans le système social du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	206
Tableau 32 : Le système de gouvernance dans le système social du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	206
Tableau 33 : Sous-systèmes et variables de la situation du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	215
Tableau 34 : Sous-systèmes Paramètres socio-économiques et politiques du cadre proposé par McGinnis et Ostrom.....	221

---

## Table des annexes

Annexe 1 : Analyse préliminaire de littérature (article publié) .....	308
Annexe 2 : Tableaux de sélection des bassins étudiés en fonction des différents facteurs d'analyse .....	320
Annexe 3 : Organisation du terrain (Loiret) .....	321
Annexe 4 : Fiche de relevé de terrain .....	322
Annexe 5 : Résultats des relevés ADNe en mars et mai 2018.....	324
Annexe 6 : Cartes de présence de chaque espèce dans les bassins de l'A77.....	326
Annexe 7 : Carte d'occupation du sol autour de l'autoroute A77 (raster).....	338
Annexe 8 : Agrandissements de la carte de visualisation des réseaux écologiques .....	340
Annexe 9 : Tableau de comparaison des différents cadres d'analyse des SSE .....	344
Annexe 10 : Grilles d'entretien.....	346





---

# Table des matières

<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>2</b>
<b>PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES ET PEDAGOGIQUES.....</b>	<b>6</b>
<b>SOMMAIRE.....</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>11</b>
1. Les amphibiens, espèces témoins de la crise écologique et des mesures de protection qu'elle induit	11
2. Les bassins autoroutiers, des ouvrages industriels de protection des milieux naturels .....	14
3. Questions de recherche et structure du manuscrit .....	18
4. Positionnements disciplinaires et conceptuels.....	19
4.1. <i>La place des gestionnaires dans les questionnements scientifiques</i> .....	20
4.2. <i>Une thèse en géographie environnementale</i> .....	22
4.3. <i>Espace de vie ou territoire animal ?</i> .....	23
<b>PARTIE 1 : LES BASSINS AUTOROUTIERS, DES SITES DE REPRODUCTION POUR LES AMPHIBIENS ?</b> <b>.....</b>	<b>25</b>
<b>CHAPITRE 1 : LES BASSINS D'EAUX PLUVIALES, DES PIEGES ECOLOGIQUES ? L'APPORT DE LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE.....</b>	<b>27</b>
1. Les ouvrages d'origine anthropique peuvent-ils être des milieux de biodiversité ? .....	28
2. Les bassins d'eaux pluviales routiers et urbains : des similitudes structurelles et écologiques au regard de l'enjeu « amphibien » .....	29
3. Pièges écologiques pour les amphibiens : quelles variables mobiliser ?.....	31
3.1. <i>L'importance de la matrice paysagère</i> .....	33
3.2. <i>L'effet variable des polluants routiers et agricoles</i> .....	35
3.3. <i>La présence d'eau : une question de rythme</i> .....	36
3.4. <i>Des pratiques de gestion adaptables aux enjeux écologiques ?</i> .....	37
4. Les bassins d'eaux pluviales, des pièges écologiques ? .....	38
<b>CHAPITRE 2 : ÉVALUER LA RICHESSE EN AMPHIBIENS ET IDENTIFIER LES FACTEURS D'IMPACT</b> <b>.....</b>	<b>43</b>
1. Étude d'un milieu artificiel à vocation technique : la nécessité de repenser la classification des variables écologiques .....	44
1.1. <i>Définition du terrain d'étude au regard des variables explicatives</i> .....	44
1.2. <i>Différentes pratiques de gestion des bassins</i> .....	51
2. La sélection des bassins étudiés .....	53
2.1. <i>Constitution d'une base de données sur les pratiques d'entretien et les types de bassins présents sur le réseau APRR</i> .....	53
2.2. <i>Visites prospectives et analyses cartographiques de l'environnement des bassins</i> .....	54
2.3. <i>Une sélection qui s'appuie sur un calcul de représentativité</i> .....	56
3. Organisation de la phase de terrain.....	57
3.1. <i>Choix des dates de terrain</i> .....	58

3.2.	<i>Organisation des semaines de terrain</i> .....	58
4.	Protocoles d'échantillonnage.....	59
4.1.	<i>L'ADN environnemental (ADNe)</i> .....	59
4.2.	<i>Observations, croquis et photographies</i> .....	61
4.3.	<i>Limites du protocole d'échantillonnage</i> .....	62
5.	Analyse statistique.....	63
5.1.	<i>La variable expliquée</i> .....	63
5.2.	<i>Les variables explicatives</i> .....	64
5.3.	<i>Les tests de corrélation</i> .....	68
<b>CHAPITRE 3 : FONCTIONNALITES ECOLOGIQUES DES BASSINS DE L'A77 ET FACTEURS D'IMPACT POUR LES AMPHIBIENS</b> .....		<b>71</b>
1.	Les bassins autoroutiers : site-refuge et/ou sites de reproduction pour les amphibiens ? Les résultats de l'analyse à partir de l'ADNe .....	71
1.1.	<i>Bassins autoroutiers : une richesse spécifique insoupçonnée</i> .....	72
1.2.	<i>Bassins autoroutiers : des sites de reproduction ?</i> .....	78
2.	Les pratiques de gestion des bassins autoroutiers : quelle influence sur les espèces qui les colonisent ? 82	
2.1.	<i>Fréquence de curage : influence sur la richesse spécifique ?</i> .....	82
2.2.	<i>Date de curage : une influence sur les cortèges d'amphibiens ?</i> .....	85
2.3.	<i>Influence de la végétation aquatique sur le nombre d'espèces recensées</i> .....	89
2.4.	<i>L'efficacité des filets « anti-amphibiens » en question</i> .....	91
3.	Les modes d'occupation du sol à proximité des bassins autoroutiers : un facteur d'influence sur la richesse spécifique .....	94
3.1.	<i>Influence des milieux forestiers et agricoles</i> .....	95
3.2.	<i>Influence des milieux aquatiques, enherbés et artificialisés</i> .....	98
3.3.	<i>Comparaison avec l'approche cartographique à grande échelle</i> .....	100
<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 1</b> .....		<b>103</b>
<b>PARTIE 2 : LES BASSINS AUTOROUTIERS, UNE CONTRIBUTION AUX RESEAUX ECOLOGIQUES FAVORABLES AUX AMPHIBIENS ?</b> .....		<b>107</b>
<b>CHAPITRE 4 : DES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT AUX AMPHIBIENS, LES ENJEUX D'UNE CONTINUTE ECOLOGIQUE</b> .....		<b>109</b>
1.	Continuités écologiques en France et en Europe : de l'émergence de l'écologie du paysage aux trames multicolores.....	109
2.	Infrastructures de transport et continuités écologiques ?.....	115
3.	Amphibiens et continuités écologiques .....	116
<b>CHAPITRE 5 : LES BASSINS AUTOROUTIERS COMME VARIABLE DANS LA MODELISATION DES RESEAUX ECOLOGIQUES</b> .....		<b>121</b>
1.	Définition de la zone d'étude .....	121
2.	Caractérisation des milieux en fonction du coût de déplacement qu'ils induisent pour les amphibiens 123	
3.	Modélisation des réseaux écologiques autour de l'A77 .....	129
4.	Analyse des graphes .....	131
4.1.	<i>Les différentes métriques de connectivité</i> .....	132

4.2.	<i>Analyse de la place des bassins autoroutiers à l'échelle globale au regard des valeurs métriques de connectivité</i> .....	134
4.3.	<i>Analyse empirique de la situation des bassins autoroutiers au sein des réseaux écologiques locaux</i> .....	134
4.4.	<i>Analyse statistique</i> .....	135
5.	Limites du protocole .....	135
<b>CHAPITRE 6 : LES BASSINS AUTOROUTIERS DE L'A77, DES ELEMENTS DE CONTINUITES ECOLOGIQUES ?</b> .....		<b>139</b>
1.	Des réseaux écologiques inégaux dans le Loiret.....	139
2.	Rôle et place des bassins autoroutiers de l'A77 dans les réseaux écologiques .....	141
2.1.	<i>Un rôle relativement modeste à l'échelle globale mais à ne pas négliger</i> .....	141
2.2.	<i>Une place variable à l'échelle locale</i> .....	143
3.	Influence de la place des bassins au sein des réseaux écologiques sur leur richesse en amphibiens	148
4.	Intégration dans les réseaux écologiques : des aménagements au cas par cas .....	151
<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 2</b> .....		<b>153</b>
<b>PARTIE 3 : MODELISER LES INTERACTIONS SOCIO-ECOLOGIQUES POUR ENGAGER UNE GESTION ADAPTATIVE DES BASSINS AUTOROUTIERS</b> .....		<b>155</b>
<b>CHAPITRE 7 : DE LA CONTINUTE ECOLOGIQUE A LA GESTION ADAPTATIVE D'UN SOCIO-ECOSYSTEME</b> .....		<b>157</b>
1.	Bassins autoroutiers et territoires adjacents : de l'unité fonctionnelle au socio-écosystème ? .....	159
1.1.	<i>La continuité écologique face aux pratiques territoriales</i> .....	159
1.2.	<i>De l'unité fonctionnelle au socio-écosystème</i> .....	161
2.	Du motif environnemental à une gestion adaptative et solidaire.....	162
2.1.	<i>De l'objet perçu au motif environnemental</i> .....	162
2.2.	<i>La solidarité écologique : du fait à l'action</i> .....	165
2.3.	<i>Un système d'intendance pour une gestion adaptative</i> .....	166
<b>CHAPITRE 8 : CONSTRUIRE UN MODELE DE SSE BASSINS AUTOROUTIERS – AMPHIBIENS – TERRITOIRES ADJACENTS</b> .....		<b>171</b>
1.	Un modèle pour la construction du SSE BAT.....	172
1.1.	<i>La comparaison de différents modèles de SSE</i> .....	172
1.2.	<i>Les caractéristiques d'un SSE BAT</i> .....	173
1.3.	<i>Le SES Framework d'Ostrom : un modèle pour construire le SSE BAT</i> .....	174
2.	Un modèle de SSE BAT pour deux terrains d'étude.....	176
2.1.	<i>Autoroute A77 : le constat d'une colonisation spontanée</i> .....	177
2.2.	<i>Autoroutes A71-A714 : un système d'intendance pour la gestion des bassins autoroutiers</i> .....	178
3.	Comprendre les pratiques et représentations à dire d'acteurs .....	179
3.1.	<i>Un corpus structuré par domaine d'expertise et échelles spatiales d'intervention</i> .....	180
3.2.	<i>Construction de la grille d'entretien</i> .....	188
3.3.	<i>Organisation et structure des rencontres</i> .....	189
3.4.	<i>Analyse des entretiens</i> .....	190
<b>CHAPITRE 9 : L'ALLIER, UNE PREMIERE APPROCHE DU SSE BAT</b> .....		<b>195</b>
1.	Le système écologique et les écosystèmes associés d'un SSE BAT .....	195
1.1.	<i>Les amphibiens : un sous-système Espèces</i> .....	198

1.2.	<i>Les bassins autoroutiers au sein d'un sous-système Habitats</i> .....	200
1.3.	<i>Les bassins autoroutiers au sein d'un sous-système d'unités fonctionnelles</i> .....	201
1.4.	<i>Le contexte environnemental d'un SSE BAT</i> .....	202
2.	<b>Le système social du SSE BAT : un système d'intendance régi par des acteurs sensibles</b> .....	205
2.1.	<i>Un système d'acteurs sensibles</i> .....	207
2.2.	<i>Un système d'intendance fondé sur le partage de connaissances</i> .....	210
2.3.	<i>Conceptualisation du système social des SSE BAT</i> .....	212
3.	<b>Interactions entre système social et système écologique</b> .....	214
3.1.	<i>Actions d'évaluation des enjeux écologiques</i> .....	216
3.2.	<i>Actions de suivi et d'évaluation des mesures</i> .....	217
3.3.	<i>Actions d'adaptation des pratiques de gestion au regard des enjeux écologiques</i> .....	217
3.4.	<i>Conceptualisation de la situation d'action du SSE BAT</i> .....	219
4.	<b>L'influence du contexte socio-politique sur les dynamiques du SSE BAT</b> .....	220
4.1.	<i>Les SSE BAT dans la politique Trame Verte et Bleue</i> .....	221
4.2.	<i>Le SSE BAT et la réglementation relative aux espèces protégées</i> .....	224
4.3.	<i>Le SSE BAT dans les initiatives locales de conservation des amphibiens</i> .....	225
4.4.	<i>Conceptualisation du contexte socio-politique du SSE BAT</i> .....	226
5.	<b>Les limites du cas d'étude bourbonnais</b> .....	228
	<b>CHAPITRE 10 : LE LOIRET, REPRODUCTIBILITE ET AJUSTEMENT DU SSE BAT</b> .....	<b>231</b>
1.	<b>Amphibiens : un enjeu de conservation dans le Loiret ?</b> .....	231
1.1.	<i>Agriculture et patrimoine face à l'urbanisation croissante</i> .....	232
1.2.	<i>La chasse et la pêche : indicateurs de biodiversité ou facteurs d'impact</i> .....	233
1.3.	<i>Un enjeu « amphibien » dans le Loiret ?</i> .....	236
2.	<b>Bassin autoroutier : un motif environnemental dans le Loiret ?</b> .....	240
2.1.	<i>Les représentations de l'A77 par les acteurs du territoire loirétain</i> .....	241
2.2.	<i>Fonctions et fonctionnalités des bassins autoroutiers pour les acteurs locaux</i> .....	244
2.3.	<i>Amphibiens et biodiversité : entre contrainte et atout pour les gestionnaires autoroutiers</i> .....	247
3.	<b>Envisager la solidarité écologique : du fait à l'action</b> .....	251
3.1.	<i>Appréhender les liens fonctionnels entre autoroute et territoires adjacents</i> .....	252
3.2.	<i>Du voisin au partenaire : quelles interactions passées et possibles entre acteurs ?</i> .....	254
3.3.	<i>Oser l'alliance verte entre gestionnaires autoroutiers et acteurs associatifs</i> .....	256
4.	<b>Conceptualisation du SSE BAT suivant le cas d'étude loirétain</b> .....	259
	<b>CONCLUSIONS DE LA PARTIE 3</b> .....	<b>263</b>
	<b>CONCLUSIONS GENERALES</b> .....	<b>265</b>
1.	<b>Les prémices d'une adéquation entre gestion technique et gestion écologique</b> .....	268
2.	<b>Intégrer les bassins autoroutiers dans les réseaux écologiques : un pas vers la résilience des infrastructures de transport</b> .....	272
3.	<b>Les systèmes socio-écologiques, un autre point de vue sur les bassins autoroutiers et la conservation des amphibiens</b> .....	275
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>278</b>

---

<b>ANNEXES .....</b>	<b>308</b>
<b>TABLE DES FIGURES.....</b>	<b>352</b>
<b>TABLE DES TABLEAUX.....</b>	<b>355</b>
<b>TABLE DES ANNEXES .....</b>	<b>357</b>
<b>TABLE DES MATIERES.....</b>	<b>359</b>





## Résumé

Les infrastructures de transport terrestres sont connues pour avoir des impacts négatifs majeurs sur les espèces et la dynamique des écosystèmes, entraînant l'altération et la fragmentation des habitats et des trames paysagères. Mais la construction de ces infrastructures peut également être à l'origine de la création de nouveaux milieux, notamment par le biais des mesures mises en œuvre pour en réduire les impacts. Construits initialement pour éviter les inondations, les bassins d'eaux pluviales permettent également de limiter le rejet, dans le milieu naturel, des polluants issus de l'infrastructure, fonctionnant ainsi comme une zone tampon. Scientifiques et gestionnaires font aujourd'hui le constat d'une utilisation spontanée de ces bassins par plusieurs espèces d'amphibiens. Ces espèces, dépendantes, à la fois, de milieux terrestres et aquatiques, sont particulièrement sensibles à la qualité et la connectivité de leurs habitats.

Cette thèse interroge ainsi sur le rôle que peuvent jouer les bassins autoroutiers pour les amphibiens, en tant qu'habitat de reproduction, mais également en tant qu'éléments pouvant favoriser les continuités écologiques favorables à ces espèces. L'intérêt est ici principalement porté sur les pratiques de gestion mises en œuvre dans ces bassins, leurs impacts sur les amphibiens ainsi que les modalités de leur adaptation au regard de cet enjeu écologique. Dans un même temps, cette recherche questionne la capacité des différents acteurs, gestionnaires autoroutiers mais aussi gestionnaire d'espaces naturels adjacents, à envisager l'interdépendance écologique entre les emprises des infrastructures de transport et les territoires qu'elles traversent, en s'appuyant notamment sur les représentations associées à la biodiversité et aux infrastructures de transport. Ainsi, à travers une démarche pluridisciplinaire mêlant relevés écologiques, analyse spatiale et entretiens semi-directifs, cette thèse tend à contribuer à une meilleure prise en charge des enjeux de biodiversité sur et aux abords des infrastructures de transport.

**Mots clés :** bassins d'eaux pluviales ; autoroutes ; amphibiens ; pratiques de gestion ; socio-écosystèmes.

---

## Abstract

Transport infrastructures are known to have major negative impacts on species and ecosystems dynamics, leading to the alteration and fragmentation of habitats and landscape patterns. But the construction of these infrastructures can also be at the origin of the creation of new environments, in particular through the measures implemented to reduce their impacts. Originally built to prevent flooding, stormwater ponds also limit the release of pollutants from infrastructure into the natural environment, thus functioning as a buffer zone. Scientists and managers today note the spontaneous use of these ponds by several species of amphibians. These species, which depend on both terrestrial and aquatic environments, are particularly sensitive to the quality and connectivity of their habitats.

This thesis thus questions the role that highway stormwater ponds can play for amphibians, as a breeding habitat, but also as elements that can promote ecological continuities favorable to these species. The interest here is mainly focused on the management practices implemented in these ponds, their impacts on amphibians as well as the methods of their adaptation with regard to this ecological issue. At the same time, this research questions the capacity of the various actors - highway managers but also managers of adjacent natural spaces - to consider the ecological interdependence between the infrastructure verges and the territories which they cross, by relying particularly on representations associated with biodiversity and transport infrastructure. Thus, through a multidisciplinary approach combining ecological surveys, spatial analysis and semi-structured interviews, this thesis tends to contribute to better management of biodiversity issues on and around transport infrastructures.

**Keywords :** stormwater ponds ; highways ; amphibians ; management practices ; socio-ecosystems.